

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO UNIVERSITÁRIO NORTE DO ESPÍRITO SANTO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA TROPICAL**

**PAULO ROBERTO CLEYTON DE CASTRO RIBEIRO**

**SELEÇÃO DE ESPÉCIES PARA  
FITORREMEDIAÇÃO DE BÁRIO SOB CONDIÇÃO DE  
ALAGAMENTO**

**São Mateus, ES  
Fevereiro de 2015**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO UNIVERSITÁRIO NORTE DO ESPÍRITO SANTO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA TROPICAL**

**SELEÇÃO DE ESPÉCIES PARA FITORREMEDIAÇÃO  
DE BÁRIO SOB CONDIÇÃO DE ALAGAMENTO**

**PAULO ROBERTO CLEYTON DE CASTRO RIBEIRO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical, para obtenção do título de Mestre em Agricultura Tropical.

Orientador: Prof. Dr. Fábio Ribeiro Pires

**São Mateus, ES  
Fevereiro de 2015**

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)  
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

---

R484s      Ribeiro, Paulo Roberto Cleyton de Castro, 1988-  
         Seleção de Espécies Para Fitorremediação de Bário Sob  
         Condição de Alagamento / Paulo Roberto Cleyton de Castro  
         Ribeiro. – 2015.  
         90 f. : il.

         Orientador: Fábio Ribeiro Pires  
         Coorientadores: Fernando Barboza Egreja Filho, Robson  
         Bonomo  
         Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical) –  
         Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Universitário  
         Norte do Espírito Santo.

         1. Fitorremediação. 2. Bário. 3. Fluorescência. 4. Metais. I.  
         Pires, Fábio Ribeiro. II. Egreja Filho, Fernando Barboza. III.  
         Bonomo, Robson. IV. Universidade Federal do Espírito Santo.  
         Centro Universitário Norte do Espírito Santo. V. Título.

CDU: 63

---

# SELEÇÃO DE ESPÉCIES PARA FITORREMEDIAÇÃO DE BÁRIO SOB CONDIÇÕES DE ALAGAMENTO

**PAULO ROBERTO CLEYTON DE CASTRO RIBEIRO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical, para obtenção do título de Mestre em Agricultura Tropical.

Aprovada em 20 de fevereiro de 2015.



Dr<sup>a</sup>. Leila Beatriz Silva Cruz

Petróleo Brasileiro S/A – Petrobras  
(Membro Externo)



Prof. Dr. Fernando Barboza Egreja  
Filho

Universidade Federal de Minas Gerais  
(Co-Orientador)




Prof. Dr. Adriano Alves Fernandes

Universidade Federal do Espírito Santo  
(Membro Interno)



Prof. Dr. Robson Bonomo

Universidade Federal do Espírito Santo  
(Co-Orientador)



Prof. Dr. Fabio Ribeiro Pires  
Universidade Federal do Espírito Santo  
(Orientador)

*Dedico aos meus pais: Iranete e Gadiman e aos meus  
irmãos. Amo muito vocês!*

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente, agradeço de todo o meu coração ao meu generoso DEUS, agradeço todas as bênçãos, a sua proteção e benignidade.

A minha amorosa família, que tem sido o meu pilar de sustentação.

A minha linda e carinhosa namorada, Maria.

Ao Centro Universitário Norte do Espírito Santo – CEUNES – UFES.

A Petrobrás pela disponibilidade de bolsa e financiamento da pesquisa.

Ao Professor Doutor Fábio Ribeiro Pires, pela orientação e paciência.

Ao Professor Doutor Antelmo Ralph Falqueto e ao mestrando Jadson Bonini Zampirolo, essenciais na tabulação e discussão dos dados fisiológicos.

Um muito obrigado à equipe que tornou este trabalho possível (Evelyn, Alessandra, Luiz, Bruno, Rafaela, Ana, Tayná e Andressa), mas principalmente ao Douglas, presente em todos os momentos.

Aos amigos e colegas que fiz durante esta etapa acadêmica: Oziel, Bruno, Joel, Ribamar, Helder, Francisco, Fabricio e Reinam.

Obrigado a todos que diretamente ou indiretamente, contribuíram na realização deste trabalho.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE TABELAS .....</b>	<b>V</b>
<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>VI</b>
<b>LISTA DE SIGLAS .....</b>	<b>VII</b>
<b>RESUMO .....</b>	<b>IX</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>XI</b>
 <b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	 <b>1</b>
 <b>2. REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	 <b>5</b>
2.1 Fitorremediação: conceito e origem .....	5
2.2 Fitorremediação: vantagens e vertentes .....	7
2.3 Fitorremediação: seleção de espécies .....	9
2.4 Fitorremediação: <i>ex situ</i> e <i>in situ</i> .....	11
2.5 Fitorremediação: panorama nacional .....	11
2.6 Fitorremediação: metais pesados .....	13
2.7 Petroquímica: prospecção e perfuração .....	18
2.8 Potencial redox: dinâmica do metal .....	19
 <b>3. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	 <b>21</b>
3.1 Localização e pré-seleção das espécies .....	21
3.2 Substrato utilizado .....	23
3.3 Dose de Ba <sup>2+</sup> e preparo da solução .....	24
3.4 Manejo e procedimentos avaliativos .....	26
3.5 Quantificação analítica e análise de dados .....	28
 <b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	 <b>30</b>
4.1 Dados biométricos .....	30
4.2 Acúmulo de bário na planta .....	35
4.3 Dados fisiológicos .....	47
 <b>5. CONCLUSÃO .....</b>	 <b>60</b>
 <b>REFERÊNCIAS .....</b>	 <b>61</b>
 <b>ANEXOS .....</b>	 <b>71</b>

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Mecanismos envolvidos na fitorremediação. ....	9
<b>Tabela 2.</b> Efeito dos metais sob a saúde humana. ....	15
<b>Tabela 3.</b> Valores orientadores para concentrações de metais. ....	16
<b>Tabela 4.</b> Relação das espécies/variedades empregadas na seleção. ....	23
<b>Tabela 5.</b> Composição química e textural do substrato utilizado no experimento. ....	24
<b>Tabela 6.</b> Teores de bário extraído pelo procedimento de fracionamento químico. ....	25
<b>Tabela 7.</b> Quantidade de Ba <sup>2+</sup> adicionados aos diferentes tratamentos. ....	26
<b>Tabela 8.</b> Índice de altura das espécies/variedades em relação a testemunha após 60 dias. ....	31
<b>Tabela 9.</b> Índice de altura das espécies/variedades em relação a testemunha após 110 dias. ....	32
<b>Tabela 10.</b> Índice da área foliar das espécies/variedades submetidas a níveis crescentes de Ba ....	33
<b>Tabela 11.</b> Massa seca das raízes produzidas pelas espécies/variedades em relação aos níveis crescentes de Ba. ....	33
<b>Tabela 12.</b> Massa seca da parte aérea produzidas pelas espécies/variedades em relação aos níveis crescentes de Ba. ....	34
<b>Tabela 13.</b> Concentração de bário extraído e acumulado por espécies/variedades em relação aos níveis crescentes de Ba. ....	36
<b>Tabela 14.</b> Quantidade de bário extraído e acumulado na parte aérea por espécies/variedades em relação aos níveis crescentes de Ba. ....	38
<b>Tabela 15.</b> Quantidade de bário extraído e acumulado nas raízes por espécies/variedades em função aos níveis crescentes de Ba. ....	42
<b>Tabela 16.</b> Quantidade total de bário extraído e acumulado por espécies/variedades em função dos níveis crescentes de Ba. ....	44



## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Quantidade de bário (mg) extraído e acumulado na parte aérea em função de níveis crescentes de Ba adicionados ao solo..... 40
- Figura 2.** Quantidade de bário (mg) extraído e acumulado nas raízes em função de níveis crescentes de Ba adicionados ao solo..... 43
- Figura 3.** Quantidade de bário (mg) extraído e acumulado na planta inteira em função de níveis crescentes de BaCl<sub>2</sub> adicionados ao solo. .... 45
- Figura 4.** Fluorescência transiente da clorofila *a* em *T. domingensis* (A), *N. cf. rivularis* (B), *P. conspersum* (C), *B. arrecta* (D), *O. sativa* (E) (IRGA 424) e *O. sativa* (F) (BRS Tropical), cultivadas em níveis crescentes de BaCl<sub>2</sub>: ° D1 (0 controle), °D2, °D3, °D4, °D5 e °D6. (n=6)..... 48
- Figura 5.** Diferença cinética  $\Delta V_{ok} = (V_{ok(\text{tratamento})} - V_{ok(\text{controle})})$  normalizada entre  $F_{50\ \mu s}$  e  $F_{300\ \mu s}$ , evidenciando a banda L em *T. domingensis* (A), *N. cf. rivularis* (B), *P. conspersum* (C), *B. arrecta* (D), *O. sativa* (E) (IRGA 424) e *O. sativa* (F) (BRS Tropical), cultivadas em níveis crescentes de BaCl<sub>2</sub>: ° D1 (0-Controle), °D2, °D3, °D4, °D5 e °D6. (n=6)..... 50
- Figura 6.** Diferença cinética  $\Delta V_{oj} = (V_{oj(\text{tratamento})} - V_{oj(\text{controle})})$  normalizada entre  $F_{50\ \mu s}$  e  $F_{2,0\ ms}$ , evidenciando a banda K em *T. domingensis* (A), *N. cf. rivularis* (B), *P. conspersum* (C), *B. arrecta* (D), *O. sativa* (E) (IRGA 424) e *O. sativa* (F) (BRS Tropical), cultivadas em níveis crescentes de BaCl<sub>2</sub>: ° D1 (0-Controle), °D2, °D3, °D4, °D5 e °D6. (n=6)..... 53
- Figura 7.** Diferença cinética  $\Delta V_{oi} = (V_{oi(\text{tratamento})} - V_{oi(\text{controle})})$  normalizada entre  $F_{50\ \mu s}$  e  $F_{30,0\ ms}$  em *T. domingensis* (A), *N. cf. rivularis* (B), *P. conspersum* (C), *B. arrecta* (D), *O. sativa* (E) (IRGA 424) e *O. sativa* (F) (BRS Tropical), cultivadas em níveis crescentes de BaCl<sub>2</sub>: ° D1 (0-Controle), °D2, °D3, °D4, °D5 e °D6. (n=6). .... 55
- Figura 8.** Fluorescência variável  $V_{IP} = (F_T - F_I)/(F_M - F_J)$ , normalizada entre  $F_{30ms}$  e  $F_{300ms}$  em *T. domingensis* (A), *N. cf. rivularis* (B), *P. conspersum* (C), *B. arrecta* (D), *O. sativa* (E) (IRGA 424) e *O. sativa* (F) (BRS Tropical), cultivadas em níveis crescentes de BaCl<sub>2</sub>: ° D1 (0-Controle), °D2, °D3, °D4, °D5 e °D6. (n=6). .... 58

## LISTA DE SIGLAS

**ABNT.** Associação Brasileira de Normas Técnicas.

**Ba.** Bário.

**CETESB.** Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental.

**CEUNES.** Centro Universitário Norte do Espírito Santos.

**CIB.** Conselho de Informação sobre Biotecnologia.

**CONAMA.** Conselho Nacional de Meio Ambiente.

**cm<sup>2</sup>.** Centímetro quadrado.

**D1.** Dose 1.

**D2.** Dose 2.

**D3.** Dose 3.

**D4.** Dose 4.

**D5.** Dose 5.

**D6.** Dose 6.

**DIC.** Delineamento Inteiramente Casualizado.

**EDTA.** Ácido Etilenodiamino Tetra Acético.

**F<sub>0</sub>.** Fluorescência inicial.

**F<sub>M</sub>.** Fluorescência final.

**FSI.** Fotossistema um.

**FSII.** Fotossistema dois.

**IUPAC.** União Internacional de Química Pura e Aplicada.

**g.** Grama.

**kg.** Quilograma.

**LAGRO.** Laboratório de Análise de Folha e Solo.

**LVd.** Latossolo Vermelho distrófico.

**mg.** Miligrama.

**NQ.** Neossolo Quartzarênico.

**OEC.** Completo de Evolução do Oxigênio.

**OGM.** Organismos Geneticamente Modificados.

**PC.** Redução da Plastocianina.

**PQ.** Pool de Plastoquinonas.

**Q<sub>A</sub>.** Quinona A.

**Q<sub>B</sub>.** Quinona B.

**RC.** Centro de reação.

**TFSA.** Terra Fina Seca ao Ar.

**USEPA.** Agência de Proteção Ambiental Norte Americana.

**UFES.** Universidade Federal do Espírito Santo.

**UFMG.** Universidade Federal de Minas Gerais.

## RESUMO

RIBEIRO, Paulo Roberto Cleyton de Castro; M.Sc; Universidade Federal do Espírito Santo; Fevereiro de 2015, **Seleção de Espécies Para Fitorremediação de Bário Sob Condição de Alagamento**; Orientador: Fábio Ribeiro Pires; Co-orientadores: Robson Bonomo; Fernando Barboza Egreja Filho.

A crescente e intensiva atividade exploratória de petróleo e gás tem aumentado consideravelmente o uso de sulfato de bário  $\text{BaSO}_4$  e consequentemente a quantidade de sais de bário, utilizado como agente densificante em lama de perfuração de poços de petróleo, que na hipótese de vazamento, pode afetar o ambiente. Diante desse paradigma, a presente pesquisa teve por objetivo apresentar e selecionar espécies vegetais que apresentem tolerância e capacidade de fitorremediar ambientes alagados e contaminados por bário (Ba). O experimento foi desenvolvido sob esquema fatorial  $10 \times 6$ , representado por 10 espécies/variedades cultivadas sob cinco doses crescentes de cloreto de bário  $\text{BaCl}_2$ , mas a dose zero (testemunha), com 3 repetições, totalizando 180 unidades experimentais, em delineamento inteiramente casualizado – DIC. O experimento teve duração de quatro meses, entre abril e agosto de 2013. Foram pré-selecionadas dez espécies/variedades: duas variedades de *Oryza sativa* (IRGA 424 e BRS. Tropical); *Eleocharis interstincta*; *Brachiaria arrecta*; *Paspalum conspersum*; *Cyperus* cf. *papyrus*, *Nepholepsis* cf. *rivulares*, *Eleocharis acutangula* 2, *Eleocharis acutangula* 1 e *Typha domingensis*. Estas foram cultivadas em vasos contendo 13 kg de solo e mantidas sob condição de alagamento. Durante os ensaio fitorremediador foram realizadas avaliações biométricas, fisiológicas e químicas, incluindo a quantificação de  $\text{Ba}^{2+}$  extraído e acumulado na parte aérea e nas raízes. As espécies que se destacaram na produção de biomassa nas raízes e parte aérea, foram a *Cyperus* cf. *papyrus*, *T. domingensis* e *E. acutangula* 1. Em relação a concentração de Ba  $\text{mg g}^{-1}$ , a *P. conspersum* e *T. domingensis* apresentaram os maiores teores. O acúmulo de Ba na parte aérea foi maior na *C. cf. papyrus*, seguida pela *T. domingensis*, enquanto que nas raízes, foram acentuadamente maiores na *T. domingensis*. De forma geral as espécies que mais fitoacumularam Ba, foram a *T. domingensis*, *C. cf. papyrus* e *E. acutangula* 1. Os distintos estágios fotoquímicos reportaram resultados bastantes heterogênicos, mas a *T. domingensis* demonstrou considerável desenvoltura fisiológica. A espécie que

demonstrou maior tolerância e aptidão em extrair e acumular bário foi a *T. domingensis*. A *C. cf. papyrus* reportou a maior capacidade de fitoacumulação na parte aérea. A *N. cf. rivularis* apresentou alta sensibilidade às condições empregadas neste ensaio fitorremediador. A *T. domingensis* apresentou os melhores parâmetros fisiológicos, apresentando-se como a espécie mais resistente às condições de alagamento e de toxicidade do bário, dentre as espécies/variedades avaliadas

**Palavra-chaves:** biorremediação, seletividade, fitotoxidade, metais.

## ABSTRACT

RIBEIRO, Paulo Roberto Cleyton de Castro; M.Sc; Universidade Federal do Espírito Santo; February 2015, **Species Selection to Phytoremediation Barium Under Condition Of Flooding**; Adviser: Fábio Ribeiro Pires, Co-advisors: Robson Bonomo; Fernando Barboza Egreja Filho.

Increased exploratory activity and intensive oil and gas has greatly increased use of BaSO<sub>4</sub> barium sulphate and therefore the amount of barium salt used as a densifying agent in oil well drilling mud, which in case of leakage, can affect environment. Given this paradigm, this study aimed to present and select plant species that have tolerance and ability to fitorremediar flooded environments contaminated with barium (Ba). The experiment was conducted in a factorial 10x6, represented by 10 species/varieties grown under five increasing levels of barium chloride BaCl<sub>2</sub>, but the zero dose (control), with three repetitions, totaling 180 experimental units, in a completely randomized design - DIC. The experiment lasted four months between april and august 2013. Ten species/varieties were pre-selected: two varieties of *Oryza sativa* (IRGA 424 and BRS. Tropical); *Eleocharis interstincta*; *Brachiaria arrecta*; *Paspalum conspersum*; *Cyperus* cf. *papyrus*, *Nephrolepis* cf. *rivulares*, *Eleocharis acutangula* 2, *Eleocharis acutangula* 1 and *Typha domingensis*. These were cultivated in pots containing 13 kg of soil and kept under flooded condition. During the phytoremediation test were performed biometric, physiological and chemical evaluations, including a quantification of Ba<sup>2+</sup> extracted and accumulated in shoot and roots. Species that have excelled in the production of biomass in roots and shoots were *C. cf. papyrus*, *T. domingensis* and *E. acutangula* 1. Regarding the concentration of Ba mg g<sup>-1</sup>, the *P. conspersum* and *T. domingensis* showing the highest levels. The Ba accumulation in shoots was higher in *C. cf. papyrus*, followed by *T. domingensis*, while the roots were markedly higher in *T. domingensis*. Generally the species most fitoacumularam Ba, were *T. domingensis*, *C. cf. papyrus* and *E. acutangula* 1. The different stages photochemical reported results heterogenic enough, but *T. domingensis* demonstrated considerable physiological resourcefulness. The species that showed increased tolerance and ability to extract and accumulate barium was *T. domingensis*. The *C. cf. papyrus* reported the largest fitoacumulação capacity in the shoot. The *N. cf. rivularis* showed high sensitivity the conditions employed in this test phytoremediation. *T. domingensis* presented the best

physiological parameters, presenting the most resistant species the conditions of flooding and barium toxicity, among species / varieties evaluated.

**Key word:** bioremediation, selectivity, phytotoxicity, metals.

## **1. INTRODUÇÃO**

As últimas décadas têm sido palco de entraves socioambientais que assolam e estorvam a vida em seu conceito mais amplo. Percalços estes, consequentes do modelo industrial predatório adotado no último século e que perdura até o momento. O descuido com que os resíduos originados das atividades humanas foram e são administrados, constituem um dos grandes flagelos ambientais da atualidade. Ano após ano, são notificados novos sítios contaminados pelos mais diversos xenobióticos, dentre esta gama de poluentes, estão alguns elementos tóxicos.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos, sustentada pela Lei nº 12.305/10, estabelece, a responsabilidade compartilhada para, distintas esferas industriais, agroindustriais e urbanas no que concerne a produção e tratamento dos rejeitos produzidos (BRASIL, 2010).

A Lei referente à Política Estadual de Resíduos Sólidos do estado do Espírito Santo, nº 9.264, transcreve no capítulo I, Art. 6º que “As unidades geradoras e receptoras de resíduos deverão ser projetadas, implantadas e operadas em conformidade com a legislação pertinentes” e vai além no capítulo II, Art. 4º, inciso XV que objetiva “promover e exigir a recuperação das áreas degradadas ou contaminadas



em razão de acidentes ambientais ou da disposição inadequada de resíduos sólidos” (BRASIL, 2009).

Obstante as Leis vigentes, os rejeitos decorrentes das atividades humanas são geralmente alocados em áreas impróprias ou dispostas em cursos de água. A contaminação se dá por meio do descarte indevido dos manufaturados humanos, que em alguns casos, são utilizados erroneamente, em decorrência da ignorância, negligência para com o meio ambiente, ou ainda em decorrência de acidentes com derramamentos e transbordamentos de produtos derivados da exploração, produção e beneficiamentos de compostos com potencial contaminador. Sabe-se que a maioria dos rejeitos produzidos pelo homem são descartados de forma irregular, sem nenhum tratamento prévio ou cuidado com o ecossistema (FURTADO, 2003 & SANTOS, 2012).

A indústria petroquímica constitui um dos seguintes geradores de resíduos com forte potencial contaminador. O fluido usado na perfuração e prospecção de poços de petróleo e gás é composto dentre outros elementos, por sulfato de bário  $\text{BaSO}_4$ , composto amplamente utilizado como insumo nos fluidos de perfuração, devido à alta densidade apresentada pelo  $\text{BaSO}_4$ ,  $4,2 \text{ g cm}^{-3}$ , em que  $3,51 \text{ g cm}^{-3}$  é atribuído somente ao elemento bário (ULRICH *et al.*, 2003). O bário é um elemento tóxico pertencente à classe dos metais alcalinos terrosos, família 2A, sendo encontrado principalmente na forma de barita ou baritina, constituição mineral natural do  $\text{BaSO}_4$  (CÉSAR *et al.*, 2011).

O bário naturalmente apresenta baixa mobilidade e solubilidade, mas quando o mesmo é disposto em áreas com drenagem insuficiente, pode ocorrer aumento da solubilidade, que conseqüentemente eleva a mobilidade, podendo funcionar eventualmente como fonte de sulfato na respiração de bactérias anaeróbicas (MONNIN *et al.*, 2001).

Condições de alagamento favorecem o decréscimo do potencial redox do solo, aumentando as trocas eletroquímicas, consentindo em uma maior liberação de cátions de  $\text{Ba}^{2+}$  no ambiente, potencializando a sua biodisponibilidade (ULRICH *et al.*, 2003).

O sulfato de bário ao ser remobilizado por espécies vegetais pode acumular-se na forma de cátions  $Ba^{2+}$  nos tecidos vegetais, acresço este, que pode desencadear efeitos negativos por parte da fisiologia da planta. Além disso, ao ser remobilizado por culturas comestíveis, há um alto risco da inserção do contaminante na cadeia alimentar humana (IPPOLITO & BARBARIC, 2006). Caso o organismo vegetal apresente tolerância ao contaminante, concentrações elevadas poderão ser observadas, ao compará-la com espécimes que não estejam sujeitas ao xenobiótico (BAKER, 1994).

No entanto, muito dos elementos classificados como tóxicos, possuem utilidades não dispensáveis, tanto na petroquímica, geração de energia e derivados do petróleo, quanto no uso de agrotóxicos na produção de alimentos. Sendo assim, há uma necessidade de se atrelar medidas conservacionistas às mais diversas vertentes industriais, agrícolas e urbanas, que possuam por sua vez, potencial em originar resíduos tóxicos a partir de suas atividades (COUTINHO & BARBOSA, 2007).

Diante da procura e aspiração por novos métodos de saneamento, a fitorremediação tem-se destacado como uma técnica promissora, imbuída de importantes requisitos e respaldada pela eficiência apresentada, simplicidade de execução, menor tempo demandado e a custos menos onerosos (PIRES *et al.*, 2003a).

Embora a fitorremediação seja uma técnica pouco difundida no Brasil, alguns conceitos específicos têm sido empregados para defini-la. Carneiro *et al.* (2002) definiram esta técnica como uma simples introdução de espécies vegetais em solos contaminados. Ferreira *et al.* (2003) conceituaram-na como uma técnica que objetiva a descontaminação do solo e da água, por meio do uso de plantas como agentes de descontaminação. Já Dinardi *et al.* (2003) definiram-na como uma ferramenta biotecnológica, capaz de empregar sistemas vegetais fotossintetizantes e sua microbiota, a fim de recuperar ambientes poluídos. Accioly & Siqueira (2000) a descreveram como uma técnica que envolve o emprego de plantas, sua microbiota associada e amenizantes (corretivos, fertilizante, matéria orgânica e etc.) do solo, além de práticas agronômicas que, se aplicadas em conjunto, removem, imobilizam ou tornam os xenobióticos menos ofensivos ao ecossistema.

Estudos diretamente relacionados à fitorremediação de ambientes adulterados, por fontes de bário, ainda são muito escassos, principalmente no que diz respeito a ecossistemas brasileiros, déficit acentuado quando a condicionante alagamento é acrescentada ao processo investigativo.

O Brasil exibe um grande potencial fitorremediador a ser explorado, por apresentar a maior biodiversidade vegetal do mundo, além de estar condicionado ao clima tropical (quente e úmido) que favorece as atividades biológicas que ocorrem durante o processo fitorremediador (MARQUES *et al.*, 2011).

Não alheio à realidade mundial, o número de sítios contaminados no Brasil aumenta a cada nova revisão. De acordo com a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB (2010), em 2002 havia 255 áreas contaminadas, em 2005 o número era de 1.504 e em 2010 os sítios contaminados já haviam alcançado 2.904 pontos reconhecidos, somente no estado de São Paulo. Segundo Furtado (2003), a cada ano são produzidos 2,9 milhões de toneladas de rejeitos industriais, sendo que desse montante, apenas 28% são tratados, o restante é descartado de forma irregular.

Em razão da premissa e da escassez de pesquisas que envolvam a fitorremediação de ambientes sob condições de alagamento e em presença do bário, há uma real necessidade da implantação de estudos criteriosos, que procurem fazer uso dessa ferramenta biotecnológica na recuperação de ambientes afetados. Portanto, a presente pesquisa teve por objetivo apresentar e selecionar espécies vegetais que apresentem tolerância e capacidade de fitorremediar ambientes alagados e contaminados por bário (Ba).

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 Fitorremediação: conceito e origem**

A crescente e desenfreada atividade industrial que se intensificou a partir do período pós-guerra, tem deixado um passivo ambiental oneroso, agravado a cada dia pela gênese de resíduos cada vez mais tóxicos, cujas consequências ao meio ambiente e saúde pública, são em boa parte, desconhecidas (COUTINHO & BARBOSA, 2007).

O descarte indevido de rejeitos industriais, agroindustriais e urbanos, constituem um agravante ambiental. Atividades de fundição, mineração, uso do esgoto como fertilizante agrícola (CHAOUI *et al.*, 1997), metalúrgica (KEFALA *et al.*, 1999), atividades petroquímicas (ULRICH *et al.*, 2003) e indústrias têxteis, constituem as principais fontes de contaminação do solo e da água por metais pesados (WAIHUNG *et al.*, 1999).

Diante da realidade operante e do paradigma ambiental atual, modelo bem aceito pela sociedade, lideranças mundiais encontram-se pressionadas a buscar e

debater abordagens que possam ser aplicadas no saneamento de áreas contaminadas (COUTINHO & BARBOSA, 2007).

Perante a procura por novas tecnologias “verdes” a biorremediação tem se destacado como uma técnica de vanguarda, instituída de prerrogativas que a sustentam, tais como: menor custo de implantação e execução, simplicidade na administração, menor tempo demandado pelo processo, interferência no meio reduzido, estética favorável e principalmente por apresentar eficiência na descontaminação (PIRES *et al.*, 2003a).

Conceitualmente, a biorremediação emprega microrganismos e plantas resistentes e/ou tolerantes a determinados elementos tóxicos. Vale ressaltar que a referida técnica é comumente usada para referir-se ao emprego de microrganismos, a exemplo de bactérias e fungos (SANTOS *et al.*, 2007 & PROCÓPIO *et al.*, 2009).

Quanto ao emprego de plantas, o termo fitorremediação é a denominação empregada. Segundo Pires *et al.* (2003a) a fitorremediação é a vertente que mais atrai pesquisas, sendo também a mais utilizada, conceituada como uma técnica que faz uso de plantas e sua comunidade microbiana no tratamento de poluentes orgânicos e inorgânicos. Além disso, pode fazer-se uso de amenizantes, como: corretivos, fertilizantes e matéria orgânica incorporada ao solo, associada às práticas agrônômicas que otimizam, imobilizam e/ou transformam os xenobióticos em elementos menos ou não tóxicos (ACCIOLY & SIQUEIRA, 2000).

A real origem e aplicabilidade de organismos vegetais imbuídos de escopos saneadores ainda são desconhecidas. Acredita-se que a mesma tenha surgido em datas e locais distintos, de forma natural, ou seja, pelo simples fato de observar melhorias ambientais em decorrência da presença de plantas em locais conhecidamente adulterados (ANDRADE *et al.*, 2007).

No entanto, é conhecido que há mais de 300 anos, organismos vegetais já eram utilizados com objetivos remediadores (BLACK, 1995). Embora a finalidade remediadora já perdure há algum tempo, o termo *Phytoremediation* (*phyto* = vegetal + *remediation* = remediação), é bem mais recente, sendo empregado pela primeira vez em 1989 pelo professor de biologia vegetal Dr. Ilya Raskin, da Universidade de Rutgers, EUA (CUNNINGHAM *et al.*, 1996).

Segundo a Agência de Proteção Ambiental - EPA (2000), sigla norte americana, o termo foi criado para definir “o uso de vegetais e dos microrganismos a eles associados, como instrumento para contenção, isolamento, remoção ou redução das concentrações de contaminantes em meio sólido, líquido ou gasoso”.

## **2.2 Fitorremediação: vantagens e vertentes**

O respaldo dado à fitorremediação baseia-se em benefícios que a credenciam como uma técnica promissora. Dentre as diversas vantagens, podem-se destacar as melhorias biológicas, físicas e químicas do solo, por meio da incorporação de matéria orgânica e da fixação do nitrogênio atmosférico, quando são usadas leguminosas. Além disso, o processo em si, minimiza a erosão hídrica e eólica proporcionada pela cobertura vegetal inserida; o processo de implantação é menos impactante; apresenta maior economia em comparação com outros métodos, principalmente os *ex situ*; faz uso de energia solar; possui estética favorável e é bem vista pela sociedade (PROCÓPIO *et al.*, 2009).

Segundo Melo (2001) espécies vegetais sempre estiveram em contato com as mais diversas substâncias do solo, tanto de ocorrência natural, quanto antrópica. Para Andrade *et al.* (2002), a pressão adaptativa fez com que alguns organismos evoluíssem e adquirissem características fisiológicas que permitem resistir e degradar alguns xenobióticos em compostos menos tóxicos.

De acordo com Procópio *et al.* (2009) existem oito vertentes em fitorremediação (fitoextração, fitoacumulação, fitodegradação, fitovolatilização, fitoestimulação, rizovolatilização, rizodegradação e rizoestabilização), que podem ocorrer isoladamente, em conjunto ou sequencialmente, levando em consideração as características morfofisiológicas de cada espécie fitorremediadora, as características do contaminante e principalmente, as condições edáficas.

Contudo, a fitoextração e fitoacumulação, são os dois mecanismos mais empregados, quando se trata de ambientes contaminados por metais. A fitoextração

consiste no emprego de plantas hiperacumuladoras, que agem removendo, armazenando e transferindo metais presentes no solo para os tecidos vegetais (ROMEIRO *et al.*, 2007).

A fitoacumulação se assemelha a fitoextração e refere-se à absorção e acúmulo de metais nas raízes e parte aérea. É aplicada principalmente em áreas contaminadas por cádmio (Cd), cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) e é também usada para fitorremediar áreas poluídas por substâncias orgânicas (MCGRATH, 1998, citado por, ANSELMO & JONES, 2005).

Toda espécie hiperacumuladora é obrigatoriamente fitoextratora, mas nem toda espécie que fitoextraí, é hiperacumuladora. Este conceito se aplica principalmente a contaminantes orgânicos, os quais podem ser degradados ou até mineralizados nos tecidos das plantas.

Organismos hiperacumuladores são capazes de absorver e acumular quantidades elevadas de determinados contaminantes, podendo ser posteriormente utilizados como insumo no co-processamento de cimento, disposto em aterros sanitários, reciclado para recuperação do metal ou a depender da espécie vegetal, pode ser usada como matéria prima na síntese de fibras e móveis (KHAN *et al.*, 2000).

O uso de plantas hiperacumuladoras é uma característica comum aos dois mecanismos de remediação. Algumas espécies vegetais possuem capacidade de acumular metais em níveis que chegam a ser cem vezes maior que em outras plantas. A quantidade de metal extraído e acumulado pode variar de acordo com o tipo de contaminante, condições da área poluída e da interferência dos fatores bióticos e abióticos (LASAT, 2000).

Algumas das primeiras plantas reconhecidas como hiperacumuladoras pertencem aos gêneros *Thlaspi* e *Alyssum*, as quais apresentam altas taxas de acumulação para cádmio (Cd), chumbo (Pb) e zinco (Zn) e níquel (Ni) respectivamente (PALMER, 2001). Segundo Lasat (2000), até o ano de 2000 eram conhecidas mais de 400 espécies hiperacumuladoras. Alguns exemplos são: *Thlaspi caerulescens*, hiperacumuladora de zinco; *Armeria maritima*, hiperacumuladora de chumbo; *Aeolanthus biformifolius*, hiperacumuladora de cobre e a *Haumaniastrum katangense*, hiperacumuladora de cobalto (LASAT, 2000 & PALMER, 2001).

Na Tabela 1 são expostos alguns mecanismos, processos, meios e contaminantes abarcados pelo processo fitorremediador, a fim de facilitar a compreensão do mesmo.

**TABELA 1. Mecanismos envolvidos na fitorremediação**

<b>Mecanismo</b>	<b>Processo</b>	<b>Meio</b>	<b>Contaminação</b>
Fitoextração	Extração e captura do contaminante	Solo, sedimentos, pântanos	Metais, radionuclídeos
Fitoacumulação	Translocação e acúmulo do contaminante	Solo, sedimentos, pântanos	Metais, radionuclídeos
Rizofiltração	Captura e converção do contaminante	Lençol d'água, aquíferos	Metais, radionuclídeos
Fitoestabilização	Uso de vegetais e corretivos orgânicos e/ou inorgânicos	Solo, sedimentos, pântanos	As, Cd, Cr, Cu, Hs, Pb, Zn
Rizodegradação	Degradação do contaminante na rizosfera	Solo, sedimentos, pântanos, lençol d'água	Compostos orgânicos
Fitodegradação	Degradação do contaminante no tecido vegetal	Solo, sedimentos, pântanos, lençol d'água, aquíferos	Compostos orgânicos
Fitovolatilização	Extração do contaminante do meio e liberação no ar	Lençol d'água, solo, sedimentos, pântanos	Solventes clorados, Se, Hg, As

Fonte: Adaptado de FRICK *et al.*, (1999).

As vertentes fitoextratoras e fitoacumuladoras, são naturalmente os mecanismos mais comuns, quando se trata da remediação de ambientes adulterados por metais (ROMEIRO *et al.*, 2007).

### **2.3 Fitorremediação: seleção de espécies**

O sucesso de programas fitorremediadores está intimamente atrelado à seleções criteriosas de espécies fitorremediadoras. É desejável que os organismos



apresentem tolerância ao contaminante, capacidade de absorção e acúmulo, sistema radicular profundo e denso, alta taxa de crescimento e produção de biomassa, fácil erradicação, resistência a pragas e doenças, fácil aquisição e que, de preferência, possua ocorrência natural em ambientes contaminados (PIRES *et al.*, 2003b).

No entanto, é difícil encontrar espécies vegetais que reúna todos os atributos supracitados. Portanto, muita das vezes, na implantação de programas fitorremediadores, há necessidade de estudos prévios, de cunho seletista, cuja triagem das espécies permita escolher as mais predispostas a fitorremediar (MELO *et al.*, 2009).

Impossibilitado de realizar estudos prévios de caráter prático, é recomendável que a escolha das espécies seja norteadas por informações relevantes, de preferência que sejam oriundas de estudos científicos, dados coletados com pesquisadores da área, universidades ou outros serviços de extensão que possuam conhecimento técnico (HUTCHINSON *et al.*, 2003).

Embora a seleção seja o mecanismo mais utilizado, uma nova ferramenta biotecnológica tem sido usada para conferir características remediadoras até então não vistas, denominada engenharia genética. O emprego de Organismos Geneticamente Modificados – OGM constitui-se um divisor de águas, por conferir chances de controlar e contornar limitações inerentes a processos convencionais. A manipulação genética pode elevar a taxa de extração e acúmulo, por meio da introdução de genes que sintetizam enzimas específicas e que atuam potencializando a capacidade fitoextratora (GAYLARDE *et al.*, 2005).

Além dos esforços empregados na pré-eleição das espécies vegetais ou modificações das mesmas, é igualmente importante haver conhecimentos técnicos a respeito das características químicas e físicas do solo, do contaminante, topografia da área e do regime pluviométrico, fator relevante quando se trata de contaminantes altamente solúveis em água (PROCÓPIO *et al.*, 2009).

## 2.4 Fitorremediação: *ex situ* e *in situ*

O saneamento de uma área pode ser efetuado por mecanismos de distinta natureza (USEPA, 2001). Pode ser química, empregando-se quelantes e outros reagentes; física, com a remoção e o tratamento do substrato contaminado; ou ainda biológica, por meio de microrganismos e plantas (BURKEN, 2002).

As técnicas ainda podem ser classificadas em *ex situ* e *in situ*. Quando há remoção do material contaminado da área afetada para tratamento subsequente, intitula-se de *ex situ* (HUANG *et al.*, (2005). As técnicas *in situ* não necessitam efetuar translação de substratos adulterados, ou seja, o tratamento ocorre no local onde houve a contaminação, sobressaindo-se como uma técnica vantajosa por eliminar custos com remoção e transporte (NASCIMENTO & XING, 2006).

Por outro lado, por se tratar de um processo controlado, as práticas *ex situ* apresentam melhor domínio, proporcionando melhores resultados. Ao passo que técnicas *in situ* sofrem interposições bióticas e abióticas que interferem nos resultados (MARQUES, 2011).

Gradativamente as tecnologias *ex situ* estão sendo substituídas por práticas *in situ*, menos onerosas (NOBRE & NOBRE, 2003). Estima-se que são gastos anualmente 25 a 30 bilhões de dólares em torno da despoluição ambiental, sendo que somente nos Estados Unidos são investidos de 7 a 8 bilhões ao ano (DINARDI, 2003 & CRUVINEL, 2009). Embora haja investimentos, Kuiper *et al.* (2004) aponta que seriam necessários 1,7 trilhões de dólares para recuperar todas as áreas contaminada nos Estados Unidos.

## 2.5 Fitorremediação: panorama nacional

Conhecimentos técnicos sobre fitorremediação são escassos no Brasil, constituindo uma técnica incipiente e pouco difundida no cenário acadêmico (SANTOS

*et al.*, 2004). Contudo, nos últimos anos houve considerável aumento em artigos publicados, acompanhado pelo número crescente de instituições públicas e privadas que exploram os recursos fitorremediadores (DINARDI, 2003 & PROCÓPIO *et al.*, 2009).

Segundo Procópio *et al.* (2009) os estudos fitorremediadores são relativamente recentes no Brasil, sendo que as primeiras pesquisas publicadas foram as de Courseuil & Moreno (2001) e Moreno & Courseuil (2001). Naturalmente novos estudos surgiram ainda em 2001, como os de Carneiro *et al.* (2001), que investigaram o estabelecimento de herbáceas em áreas contaminadas por metais pesados, encontrando resultados satisfatórios em espécies distintas de *Brassica*, que acumularam quantidades consideráveis de cádmio (Cd), chumbo (Pb) e zinco (Zn).

Costa (2004) testou a eficiência da *Pennisetum purpureum*, *Brachiaria decumbens* e *Pennisetum graucum* em fitorremediar solos contaminados por resíduos de curtumes. As concentrações de cromo (Cr) foram maior no sistema radicular da *P. purpureum*.

Pereira (2005) avaliou a eficiência da *Helianthus annuus*, *Canavalia ensiformes* e *Zea mays* em extrair e acumular chumbo (Pb). A *C. ensiformes* e *Z. mays* apresentaram as maiores concentrações de Pb. Na sequência, outros estudos foram realizados, a exemplo de Silva *et al.* (2006), Zeitouni (2007), Costa *et al.* (2008) e diversos outros pesquisadores.

Não se sabe ao certo quanto é gasto com medidas despoluidoras no Brasil, mas é certo que o país vem evoluindo em relação aos investimentos para com o tratamento de resíduos industriais, agrícolas e urbanos, sendo que este progresso está intimamente atrelado ao surgimento de leis mais rígidas, fiscalizações mais abrangentes, tanto nacionais quanto internacionais e, principalmente, pelas exigências de uma sociedade cada vez mais consciente (PROCÓPIO *et al.*, 2009).

Além disso, o Brasil apresenta grande potencial natural a ser explorado, devido ao fato de ser contemplado pela maior biodiversidade vegetal existente, mais de 55 mil espécies catalogadas, equivalente a 22% do total mundial (BRASIL, 2002). O país ainda conta com um clima tropical (quente e úmido) que favorece o

desenvolvimento das atividades microbiológicas que ocorrem na rizosfera e que otimizam o processo fitorremediador (MARQUES *et al.*, 2011).

Embora o país venha evoluindo em estudos e programas fitorremediadores, o quadro ainda não é suficiente, considerando que a cada ano novos sítios contaminados são identificados (MARQUES *et al.*, 2011). Segundo Furtado (2003), cerca de 2,9 milhões de toneladas de rejeitos industriais são gerados por ano no Brasil, e apenas 850 mil toneladas são tratadas de forma adequada, o sobejo que chega a 72% é descartado inapropriadamente e sem tratamento prévio (FURTADO, 2003).

Um dos motivos que justifica a discrepância entre o que é produzido e tratado, baseia-se nos elevados custos. A empresa Silcon Ambiental, especializada no tratamento e destinação final de resíduos, estipula valores da ordem de R\$ 1.700,00 por tonelada de resíduos incinerados e entre R\$ 300,00 a R\$ 700,00 no co-processamento dos mesmos. Já a empresa Incinera Tratamentos de Resíduos LTDA, arrecada R\$ 1.900,00 por tonelada de resíduos processados e a Ecoblending Tratamento e Gestão de Resíduos LTDA, cobra valores entre R\$ 300,00 a R\$ 1.200,00 apenas para o processo de co-processamento, a depender do resíduo (LIMA & FERREIRA, 2007).

## **2.6 Fitorremediação: metais pesados**

Embasada pelo panorama mundial, as pesquisas nacionais possuem os metais pesados como principal alvo, a exemplo dos estudos realizados por Melo *et al.* (2006), Almeida *et al.* (2007), Alves *et al.* (2008) e Wolff *et al.* (2009).

A denominação “metais pesados” é bastante usual no meio acadêmico, no entanto, não há consenso entre os cientistas sobre sua definição. A União Internacional de Química Pura e Aplicada – IUPAC, aconselha não usar o termo, sendo que muitos manuscritos já o apresentam como elemento traço, (DUFFUS, 2002).

Apesar de ciente da recomendação da IUPAC, neste trabalho faremos uso do termo “metal pesado”, atrelado a densidade química do mesmo, à definição de metal pesado. Em decorrência das muitas definições, Duffus (2002) reporta que metais pesados são elementos com massa específica  $\geq 3,5 \text{ g/cm}^{-3}$  ou  $\leq 7,0 \text{ g/cm}^{-3}$ . Além disso, Alloway (1990) & Marques *et al.* (2001) reportam que metais, semimetais ou ametais que estejam associados a contaminações ambientais e/ou que mesmo em concentrações diminutas apresentem toxicidade, podem ser classificados como metais pesados.

Alguns metais apresentam importância fundamental no equilíbrio fisiológico de organismos animais e vegetais, o bário não enquadra neste grupo e ocorrem naturalmente no solo. Mas, também pode ter origem antrópica em decorrência do descarte indevido, inserção acidental ou proposital (SUMITA *et al.*, 2007). Embora sejam necessários, concentrações elevadas podem inibir o desenvolvimento, afetando diretamente a biodiversidade (SUN *et al.*, 2001).

A maioria dos metais geralmente apresentam baixa mobilidade, podendo permanecer no solo por muito tempo, mas em caso em que ocorre alterações no solo, alagamento por exemplo, os mesmos podem ser absorvidos pelo sistema radicular de alguma planta, inserindo-se na cadeia alimentar, o que pode constituir um grave risco à saúde humana (SAMPAIO JÚNIOR, 2012). Na Tabela 2 são apresentados alguns metais e seus respectivos sintomas no organismo humano.

TABELA 2: Efeito dos metais sob a saúde humana

<b>Metal</b>	<b>Sintomas causados por intoxicação</b>
Alumínio	Observa-se osteomalacia em humanos expostos, com evidência de neurotoxicidade. O acúmulo de alumínio no organismo está associado ao aumento de casos de demência senil do tipo Alzheimer.
Arsênio	Efeitos agudos envolvem os sistemas respiratórios, gastrointestinal, cardiovascular e nervoso, além de causar câncer de pele. Intoxicações podem levar a desordens neurológicas, coma e à morte.
Bário	Mesmo em baixa concentração, a ingestão por água e alimentos contaminados, causam náuseas, vômitos e diarreia. Podem ocorrer gastroenterites e paralisia muscular.
Cádmio	Provoca pneumonites agudas com edema pulmonar letal, náuseas, vômito, salivação e câibras. Podem ocorrer danos no fígado, convulsões, choques, problemas renais e depressões cardiopulmonares.
Chumbo	Causa fadiga, anemia e desordens neurológicas. A depender do nível de exposição, resulta no mau funcionamento geral do corpo, de inibição de enzimas a mudanças morfológicas e morte. Os adultos absorvem 10% do chumbo que passa pelo corpo, enquanto as crianças retêm 50%.

Fonte: Conselho de Informação sobre Biotecnologia – CIB (2004).

O bário (Ba) foi recentemente admitido como elemento de alto potencial contaminador, de acordo com resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA (2006) nº 375. O bário foi descoberto em 1774 por Carl Scheele, mas o mesmo só foi isolado em 1808 por Sir Humphry Davy, por meio da eletrólise do cloreto de bário ( $\text{BaCl}_2$ ), sendo que sua denominação deriva da palavra grega *barys*, que significa pesado (MAGALHÃES, 2011).

O bário pertence à classe dos Metais Alcalino Terrosos, família 2A, com número atômico 56, massa molar 137 g/mol, encontrado na forma sólida em condições ambientais normais (LIMA *et al.*, 2012). É encontrado principalmente sobre o formato de barita ou baritina  $\text{BaSO}_4$ , ocorrendo naturalmente em rochas ígneas e sedimentares, com concentrações que variam entre 100 a 3000 mg  $\text{kg}^{-1}$  de Ba no solo (ULRICH *et al.*, 2003).

A fim de estabelecer padrões orientadores para concentração de metais pesados, levando-se em conta padrões de qualidade, prevenção e investigação, o Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA (2009) estabeleceu alguns valores orientadores (Tabela 3).

Tabela 3. Valores orientadores para concentrações de metais

Substância	Referência de		Intervenção <sup>2</sup>		
	Qualidade <sup>1</sup>	Prevenção <sup>2</sup>	Agrícola/APMax*	Residencial	Industrial
mg kg <sup>-1</sup>					
Antimônio	<0,5	2	5	10	25
Arsênio	3,5	15	35	55	150
Bário	75	150	300	500	750
Cádmio	<0,5	1,3	3	8	20
Chumbo	17	72	180	300	900
Cobalto	13	25	35	65	90
Cobre	35	60	200	400	600
Cromo	40	75	150	300	400
Mercúrio	0,05	0,5	12	36	70
Molibdênio	<4	30	50	100	120
Níquel	13	30	70	100	130
Prata	0,25	2	25	50	100
Selênio	0,25	5	-	-	-
Vanádio	275	-	-	-	-
Zinco	60	300	450	1000	2000

<sup>1</sup>- CETESB (2005); <sup>2</sup>- CONOMA (2009); \* Área de proteção máxima.

Fonte: Sampaio Júnior (2012).

Em um dos estudos pioneiros, envolvendo fitorremediação e bário, foi reportado a morte do *Phaseolus vulgaris* após 96 horas de exposição a concentrações de 100 mmol L<sup>-1</sup> de Ba (WALLACE & ROMNEY, 1971). Em outro estudo, além do decréscimo no crescimento do feijoeiro, houve inibição em relação à absorção de potássio (K), sob concentrações de 500 mmol L<sup>-1</sup> de Ba (LLUGANY *et al.*, 2000).

Em estudos mais recentes, a exemplo de Suwa *et al.* (2008), investigou-se a fitotoxicidade do bário sobre o desenvolvimento da *Glycine max*, induzida por concentrações crescentes da bário. O aparato fotossintético da *G. max* foi significativamente alterado, em todos os níveis de bário. Na maior dose, 5000 mmol L<sup>-1</sup> de Ba, ocorreu a inibição da condutância estomática, alteração na translocação e fixação do carbono metabólico. Nas doses menores, 100 e 1000 mmol L<sup>-1</sup> de Ba, também houve inibições de caráter estomático e de translocação, mas não houve inibição metabólica relacionada à fixação de carbono nas folhas.

Coscione & Berton (2009) avaliaram a capacidade fitoextratora da *Brassica juncea*, *Helianthus annuus* e *Ricinus communis*, em relação ao bário. Os resultados apontaram que não houve redução na produção de matéria seca, nem interferência na absorção de outros nutrientes. No entanto, houve diferenciação entre as taxas de bário, extraído e acumulado pelas espécies. A *H. annuus* foi a que extraiu mais bário, seguida pela *B. juncea* e *R. communis*, mas nenhuma das espécies apresentaram taxas satisfatória de extração.

Em outro estudo, Andrade (2010) acompanhou o desenvolvimento da *Brachiaria decumbens* cv. e da *Cordia africana* na presença de bário e chumbo, estabelecidos em sistema hidropônico e sobre adição do ácido etilenodiamino tetracético - EDTA. Foi observado nas unidades que receberam EDTA, elevação nas taxas de remoção de bário e chumbo. As análises revelaram que o bário acumulou-se principalmente na parte aérea da *B. decumbens* cv.

Silva *et al.* (2011) investigou a interferência do bário na absorção de micronutrientes, além do efeito na produção de biomassa. Neste estudo foi usado um Latossolo Vermelho distrófico - LVd e um Neossolo Quartzarênico - NQ, além de quatro espécies vegetais: *Pisum sativum* L, *Sorghum bicolor*, *Zea mays* e *Glycine max* L. Na LVd somente a *P. sativum* L foi afetada, ao passo que no RQ todas as espécies sofreram interferência, principalmente a *G. max* L, que apresentou acentuada redução de biomassa. A inibição na absorção de manganês, zinco, cobre e ferro foi mais evidente no RQ, efeito refletido na produção de matéria seca.

Em Magalhães *et al.* (2012), foram avaliados os efeitos dos resíduos de perfuração de poços de petróleo, sobre o desenvolvimento da *Oryza sativa*, principalmente no que concerne ao bário e sódio, sobre distintas condições de umidade. As escórias interferiram na biomassa e na produção dos grãos. Embora o bário tenha interferido, contribuindo para inibição do desenvolvimento da *O. sativa*, o sódio possui naturalmente maior mobilidade, fator que lhe atribui características mais nocivas sobre o desenvolvimento vegetal. Ainda assim, foi observado que sob condições de umidade plena, ou seja, sob condições de alagamento, os teores de bário extraído elevaram-se.



Merlino (2013) avaliou dentre outros quesitos, a interferência de duas fontes de bário,  $\text{BaSO}_4$  e  $\text{BaCl}_2$ , sobre o desenvolvimento do sorgo. Foi observado que os níveis de até  $600 \text{ mg kg}^{-1}$  Ba, para ambas as fontes, não inibiram a produção de grãos e absorção de nutrientes, exceto para o fósforo e manganês, todavia, houve aumento na absorção de cálcio nos tratamentos que receberam  $\text{BaCl}_2$ . Observou-se maior acúmulo de bário nos tratamentos que receberam em forma de  $\text{BaCl}_2$ , enquanto na forma de  $\text{BaSO}_4$  não houve interferência, devido à baixa solubilidade do mesmo.

Magalhães *et al.* (2014) analisou a mobilidade do bário sobre diferentes condições de saturação, e a interferência do potencial redox na absorção de cátions de  $\text{Ba}^{+2}$  pela *Oryza sativa*. Resultou que em condições de saturação, houve maior mobilidade do bário e também maiores taxas de acúmulo nas folhas, raízes e grãos de *O. sativa*.

## 2.7 Petroquímica: prospecção e perfuração

Atividades petrolíferas fazem uso de compostos complexos: sólidos, líquidos, produtos químicos e até gases na perfuração de poços de petróleo e gás. Estas misturas podem apresentar aspectos de suspensão, dispersão coloidal ou emulsão, comumente denominados como fluidos de perfuração (FAM *et al.*, 2003).

Os fluidos de perfuração são usados, dentre outros objetivos, para minimizar o atrito entre a coluna e a parede do poço, extrair e transportar rejeitos (rocha moída), limpar e refrigerar a broca, manter a estabilidade do poço e reduzir a permeabilidade das paredes dos poços (POZEBON *et al.*, 2005).

A junção entre o fluido e a rocha e o processo a ambos inferido produzem cascalho e liberam substâncias tóxicas constituintes dos insumos de perfuração (POZEBON *et al.*, 2005). Segundo a Agência Norte Americana de Proteção Ambiental – USEPA (2000) a quantidade de cascalho pode oscilar de acordo com o diâmetro do poço, profundidade e composição geológica da rocha. Estima-se que para cada metro

de poço perfurado, sejam produzidos 0,0954 m<sup>3</sup> a 0,954 m<sup>3</sup> de detritos (SCHAFFELS, 2005).

Segundo Dias *et al.* (2004) rejeitos de perfuração constituem uma fonte potencial de contaminação do solo e da água, em função dos insumos utilizados. Além disso, a perfuração de poços é naturalmente classificada como atividade impactante e de altos riscos tecnológicos, estando propensa a acidentes que, quando ocorrem, são de difícil controle (TEIXEIRA & KAI, 2007).

O sulfato de bário é amplamente usado nos fluidos de perfuração e prospecção de poços de petróleo e gás. A relativa abundância natural, as características químicas (baixa mobilidade e alta densidade 4,2 g cm<sup>-3</sup>) e os baixos custos de extração e beneficiamento conferem a BaSO<sub>4</sub> a principal fonte de bário e sais de bário (LIMA *et al.*, 2012).

De acordo com Lima *et al.* (2012) a crescente e intensiva exploração de petróleo e gás tem aumentado o uso da baritina, que em casos de falhas técnicas ou mecânicas (acidentes), pode acarretar em distúrbios ambientais. Geralmente os resíduos provenientes das atividades de perfurações (rocha moída) são dispostos nas áreas em volta do sítio de mineração e dependendo do tipo da área, levando em conta a capacidade de drenagem, associada à presença de organismos anaeróbicos, acabam por potencializar ainda mais o risco de contaminação (SOUZA *et al.*, 2009).

## **2.8 Potencial redox: dinâmica do metal**

Determinados fatores mudam a dinâmica dos metais, alterando a disponibilidade e a mobilidade, a exemplo da interferência provocada pela matéria orgânica, pela fração argilosa, pelos óxidos de ferro, alumínio, manganês e mormente pH e potencial redox (PIERANGELI *et al.*, 2001).

Inundações, mesmo que temporárias, alteram o equilíbrio dos elementos e compostos do solo, resultando em um possível decréscimo do potencial redox (LIMA

*et al.*, 2005). O estado oxidativo do oxigênio (O), nitrogênio (N), manganês (Mn), ferro (Fe), enxofre (S) e carbono (C) é diretamente influenciado pelo decréscimo do potencial eletroquímico, que reflete a espontaneidade que um elemento químico possui em adquirir elétrons, ou seja, reduzir (PHILLIPS *et al.*, 2001)

Em ausência de oxigênio, principal receptor de elétrons, organismos anaeróbicos utilizam receptores alternativos. Nunes & Corseuil (2005) relatam a sequência natural de compostos reduzidos, em condições anóxicas, iniciando pelo nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), óxido de manganês, hidróxido de ferro ( $\text{FeOH}_3$ ), sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), hidrônio ( $\text{H}^+$ ) e finalizando nos hidratos de carbono ( $\text{CH}_2\text{O}$ )<sub>n</sub>.

Apesar de apresentar baixa solubilidade e mobilidade, a baritina ou sulfato de bário  $\text{BaSO}_4$  pode servir como fonte de sulfato na respiração de bactérias anaeróbicas (MONNIN *et al.*, 2001). Condições redutoras da ordem de (-200 mV) promovem o aumento da solubilidade que, conseqüentemente, eleva a mobilidade do  $\text{BaSO}_4$ , resultando em maior liberação de cátions  $\text{Ba}^{2+}$  no ambiente, o que potencializa o risco de disposição superficial e contaminação alimentar (ULRICH *et al.*, 2003).

Em um estudo sobre a mobilidade do bário em condições de oxidação e redução, foi observado que em condições redutoras, a concentração de bário na solução lixiviada apresentava-se acima dos padrões orientadores (MAGALHÃES *et al.*, 2011). Em outro estudo foi observado uma relação diretamente proporcional entre absorção de bário por *Oryza sativa* e a diminuição do potencial redox, ou seja, quanto menor o potencial eletroquímico, maior a quantidade de bário extraído (MAGALHÃES, 2011).

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1 Localização e pré-seleção das espécies**

O experimento foi conduzido em casa de vegetação, localizada na Fazenda Experimental do Centro Universitário Norte do Espírito Santo, Universidade Federal do Espírito Santo – CEUNES – UFES. Locada no município de São Mateus, norte do estado do Espírito Santo, sobre as coordenadas geográficas: 18° 40' 19" S e 39° 51' 13" W, a 35 m de altitude.

O experimento foi desenvolvido sob o esquema fatorial 10x6, representado por 10 espécies/variedades vegetais cultivadas sob cinco doses crescentes de cloreto de bário  $\text{BaCl}_2$ , mais a dose zero (testemunha), com 3 repetições, totalizando 180 unidades experimentais, em delineamento inteiramente casualizado – DIC. O experimento teve a duração de quatro meses, entre abril e agosto de 2013.

Foram pré-selecionadas espécies adaptadas a locais inundados, com o objetivo de avaliar a tolerância ao bário e a capacidade fitorremediadora sob condições de alagamento, a fim de serem empregadas em programas de fitorremediação.

Inicialmente, foi feita uma pré-seleção com base nas informações disponíveis na literatura científica (MARTINEZ *et al.*, 2003; FREITAS *et al.*, 2007; CÉSAR *et al.*, 2011; MAGALHÃES *et al.*, 2011; LIMA *et al.*, 2012; MAGALHÃES *et al.*, 2012; GOMES 2013; ZOCHE 2013). Ao mesmo tempo, em visita à áreas alagadas em campo, com presença de BaSO<sub>4</sub>, próximo ao Portal do Ipiranga, Linhares – ES, foram realizadas observações no intuito de registrar espécies que apresentassem ocorrência natural e que pudessem eventualmente ser empregadas no estudo.

As espécies/variedades pré-elegidas foram: duas variedades de arroz (*Oryza sativa*; IRGA 424 e BRS Tropical); tiririca (*Eleocharis interstincta*); tanner-grass (*Brachiaria arrecta*); capim-ferro (*Paspalum conspersum*); papiro (*Cyperus* cf. *papyrus*) e samambaia (*Nephrolepis* cf. *rivularis*). O junco (*Eleocharis acutangula*) representou dois tratamentos no mesmo experimento, sendo classificado como *E. acutangula* 1 e *E. acutangula* 2, diferenciadas pelo local da coleta dos espécimes. O primeiro foi coletado às margens do rio Cricaré e da BR 101 norte, São Mateus - ES e o segundo foi oriundo da área do Portal do Ipiranga, de onde também foram retiradas as mudas de taboa (*Typha domingensis*) conforme descrito na Tabela 4.

Das espécies pré-selecionadas, apenas as cultivares da *O. sativa* foram semeadas, usando como substrato areia lavada, e posteriormente transplantadas para os vasos. As demais espécies foram coletadas, multiplicadas (produzidas mudas em ambiente controlado) e transplantadas para os vasos após um período de adaptação.

TABELA 4. Relação das espécies/variedades empregadas na seleção

Ficha	Gênero	Epíteto	Espécie
Arroz	Oriza	sativa	<i>Oriza sativa</i> L. (IRGA 424)
Arroz	Oriza	sativa	<i>Oriza sativa</i> L. (BRS. Tropical)
Tanner-grass	Brachiaria	arrecta	<i>Brachiaria arrecta</i> (Th. Dur. & Schinz) Stent
Capim-ferro	Paspalum	conspersum	<i>Paspalum conspersum</i> Schrad
Tiririca	Eleocharis	interstincta	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem & Schult.
Junco 2	Eleocharis	acutangula	<i>Eleocharis acutangula</i> (Roxb.) Schult.
Junco 1	Eleocharis	acutangula	<i>Eleocharis acutangula</i> (Roxb.) Schult.
Papiro	Cyperus	cf. papyrus	<i>Cyperus</i> cf. <i>papyrus</i> L.
Samambaia	Nephrolepis	cf. rivularis	<i>Nephrolepis</i> cf. <i>rivularis</i> (Vahl) Mett. ex Krug.
Taboa	Typha	domingensis	<i>Typha domingensis</i> Pers.

1 Coletado em São Mateus – ES. 2 Coletado na área do Portal do Ipiranga, Linhares – ES.

### 3.2 Substrato utilizado

Como substrato definitivo para estabelecimento das espécies foi utilizado amostras de solo do horizonte A, 0-20 cm de profundidade, as quais foram peneiradas em malha de 04 mm. Uma pequena parte do substrato foi peneirada em malha de 02 mm, obtendo-se Terra Fina Seca ao Ar - TFSA, usada nas análises química e de textura, caracterizada na Tabela 5.

TABELA 5. Composição química e textural do substrato utilizado no experimento

Análise Granulométrica g kg <sup>-1</sup>									
Argila	Silte		Areia		Classificação textural				
260	30		710		Média - Franco Argila Arenosa				
Análise Química									
pH	P	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	H+Al	Al <sup>3+</sup>	CTC	V	MO
H <sub>2</sub> O	mg dm <sup>-3</sup>		cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>					%	dag kg <sup>-1</sup>
6,0	1,4	20,0	1,2	0,1	1,0	0,3	2,4	59,0	1,0

Análise Realizada no Laboratório de Análise de Solo e Folha e Física do Solo – CEUNES.

O solo foi acondicionado em vasos de polietileno, com volume para 16 L de solo seco e peneirado em malha de 04 mm. Foi adicionado 13 kg de solo por vaso, e na sequência, as espécies vegetais foram transferidas para os recipientes contendo substrato, devidamente identificados de acordo com as espécies, níveis e repetições.

### 3.3 Dose de Ba<sup>2+</sup> e preparo da solução

Para a definição das doses que foram utilizadas no experimento, não se baseou nos valores de referência (VR=75 mg/kg), de prevenção (VP=150 mg/kg) ou mesmo de intervenção (VI=300 mg/kg) (CETESB, 2005 e CONAMA, 2009), uma vez que são relativos aos teores totais de bário, que não refletem os valores disponíveis, verificados em uma situação real. Sendo assim, como as plantas deveriam ter contato com o bário solúvel, visando testar a susceptibilidade a este elemento, foram adicionadas doses de Ba solúvel. Todavia, em decorrência da baixa solubilidade e mobilidade apresentada pelo sulfato de bário BaSO<sub>4</sub>, descrita por Magalhães *et al.* (2014), utilizou-se como fonte de bário o sal de cloreto de bário di-hidratado BaCl<sub>2</sub>.2H<sub>2</sub>O, devido à alta solubilidade e mobilidade apresentado pelo mesmo.

A definição das doses de Ba<sup>2+</sup> que foram empregadas se deu a partir dos resultados do fracionamento químico, obtido por extração sequencial de bário nas amostras de solo coletadas em dois pontos de uma área com níveis detectáveis de Ba<sup>2+</sup>, coletada em cinco profundidades de 0 a 100 cm, e realizada no Laboratório de Química do Solo do Instituto de Química da UFMG, MG. Para isso, pesou-se 5,0000

g de TFSA submetendo-os à extração com água para o ensaio de solubilidade (ABNT. NBR, 2004) e à extração com cloreto de potássio ( $\text{KCl}$   $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ ), ácido acético ( $\text{HAc}$   $0,11 \text{ mol L}^{-1}$ ), hidroxilamina ( $\text{NH}_2\text{OH.HCl}$ )  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  e peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$   $8,8 \text{ mol L}^{-1}$ ). Posteriormente, também foi extraído com água régia. O método utilizado foi o BCR (URE *et al.*, 1993), modificado pela inclusão do  $\text{KCl}$  (solúvel + trocável) e pela retirada da fração oxidável (água oxigenada), já que o teor de matéria orgânica era tão elevado nas amostras que a reação resultante provocava a explosão dos tubos usados no ensaio.

De posse dos resultados, verificou-se que os teores no solo extraídos por  $\text{KCl}$  (fração trocável e portanto considerados como disponível) variaram entre 4 e  $12 \text{ mg kg}^{-1}$  de  $\text{Ba}^{2+}$ . Sendo que para a maior parte das amostras o teor é próximo a  $5 \text{ mg kg}^{-1}$  de  $\text{Ba}^{2+}$  (TABELA 6).

TABELA 6. Teores de bário extraído pelo procedimento de fracionamento químico

Amostras	Profundidade (cm)	$\text{H}_2\text{O}$	$\text{KCl}$ $0,5 \text{ mol L}^{-1}$	Extração sequencial BCR		
				HAc	Hidroxilamina	Água Régia (pseudo-total)
				----- $\text{mg L}^{-1}$ -----		
1	0 - 20	0,897	4,500	13,834	15,185	26,885
	21 - 40	0,860	5,771	10,732	19,465	16,422
	41 - 60	0,888	6,176	8,630	20,669	23,929
	61 - 80	0,558	5,477	2,399	9,055	58,866
	81 - 100	0,632	3,823	1,077	7,386	50,447
2	0 - 20	0,755	4,101	5,107	9,265	145,739
	21 - 40	0,698	5,539	6,477	7,854	135,303
	41 - 60	1,193	12,187	21,209	24,408	112,108
	61 - 80	1,030	10,554	8,538	9,553	98,693
	81 - 100	0,752	6,628	--	10,090	14,470

Em função dos resultados do fracionamento químico, considerou-se que a planta deve suportar pelo menos  $5 \text{ mg kg}^{-1}$  de solo, na forma trocável. Assim os tratamentos (as doses) propostos envolveram, duas doses mais baixas e três mais altas que a dose de  $5 \text{ mg kg}^{-1}$  (Tabela 7).



TABELA 7. Quantidade de  $Ba^{2+}$  adicionados aos diferentes tratamentos

Níveis de $Ba^{2+}$ em mg e mL	Tratamentos (doses)					
	(D1)	(D2)	(D3)	(D4)	(D5)	(D6)
mg kg <sup>-1</sup> de Ba	0	2,5	5,0	15	30	65
mL de solução de $BaCl_2^*$ (10.000 mg/L)	0	3,25	6,5	19,5	39,0	84,5

\* Foi utilizada uma proveta de 500 mL para aplicação da solução.

A solução de cloreto bário  $BaCl_2$ , foi preparada no Laboratório de Análise de Solo e Folha – LAGRO, situado no Prédio de PPG em Agricultura Tropical – CEUNES – UFES. Foram preparados 10.000 mg L<sup>-1</sup> de  $Ba^{2+}$  (17.786,4 mg L<sup>-1</sup> de  $BaCl_2 \cdot 2H_2O$ ), dissolvendo 17.786,4 mg em um balão volumétrico de 1000 mL.

Os volumes de solução de  $BaCl_2$  especificados na Tabela 7 foram adicionados a uma proveta de 500 mL, que teve e seu volume completado com água. Dessa forma, todos os tratamentos (Doses de  $Ba^{2+}$ ) foram aplicados aos vasos utilizando o mesmo volume (500 mL) para que houvesse uma distribuição homogênea do  $Ba^{2+}$  no solo dos vasos.

Como um dos objetivos do estudo foi analisar o desempenho das plantas em contato com o bário e sob condições redutoras, manteve-se uma lâmina de água de 1 cm sobre cada unidade experimental, no intuito de simular condições de alagamento. A reposição de água foi feita sempre que necessário, ou seja, sempre que a lâmina de água baixava para menos de 0,5 cm, a fim de manter a lâmina de água constante.

### 3.4 Manejo e procedimentos avaliativos

Devido à infestação por pulgão (*Aphis Gossypii*), fez-se necessário a aplicação em pulverização de 50 mL do inseticida Decis® 25 EC associado a 02 mL de Break-Thru®, para cada 20 L de água. Este último foi usado na calda de pulverização para reduzir o risco de deriva, funcionando como fixador. O inseticida foi

administrado por meio de um pulverizador manual costal, capacidade para 20L, modelo LX-VP20L Vulcan-Profissional.

Devido a exigências nutricionais e visando não haver interferência sobre o efeito do bário, foi necessário efetuar a fertilização de cada unidade experimental. Para isso, foram diluídos 1,9 g e 1,4 g de cloreto de potássio (KCl) e ureia ((NH<sub>2</sub>)<sub>2</sub>CO) respectivamente, em 50 mL de água por unidade experimental.

Durante o ensaio, foram avaliados alguns indicadores agronômicos de desempenho das plantas, como altura das plantas e sintomas de intoxicação. A altura das plantas foi aferida por meio de uma trena graduada, aos 60 e 110 dias após a implantação do experimento, tendo como base o colo da planta e a extremidade da última folha, e os sintomas de intoxicação foram avaliados visualmente. Para auxiliar as avaliações de fitotoxicidade, também foram utilizadas imagens fotográficas, a fim de estabelecer comparações durante o desenvolvimento natural das espécies/variedades (Anexo 1).

Também foram avaliadas taxas de emissão da fluorescência transiente da clorofila *a* para seis espécies (*T. domingensis*, *N. cf. rivularis*, *P. conspersum*, *B. arrecta*, *O. sativa* IRGA 424 e *O. sativa* BRS Tropical). As demais não foram avaliadas devido à incompatibilidade do aparelho utilizado com a arquitetura foliar das mesmas, impedindo-lhe o acoplamento e leitura.

A fluorescência transiente da clorofila *a* foi aferida em folhas jovens totalmente expandidas, adaptadas ao escuro por um período de 30 minutos, fazendo uso de presilhas apropriadas. Logo após o período adaptativo, as folhas foram submetidas a um feixe de luz saturante de 3000  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , com comprimento de onda de 650 nm, durante 1 segundo, em uma área foliar de 4 mm de diâmetro, utilizando para este fim um Fluorômetro Portátil do tipo (Handy PEA, Hantech, UK).

A emissão da fluorescência transiente foi então registrada ( $F_0$  até  $F_M$ ) de 10  $\mu\text{s}$  a 1s. Em 1 segundo de medição foram registrados 120 pontos de fluorescência, sendo que  $F_0$  foi considerado no ponto 50  $\mu\text{s}$  (STRASSER *et al.*, 1995).

Além das curvas OJIP, foram feitos os cálculos das fluorescências normalizadas e da diferença cinética:  $\Delta W = W_{\text{tratamento}} - W_{\text{controle}}$  que revelam bandas entre as fases O – J, J – I e I – P.

A partir da subtração da dupla normalização entre  $F_0$  e  $F_M$  obtiveram-se as curvas  $V_t$  e  $\Delta W_t$ , onde  $V_t = (F_t - F_0)/(F_M - F_0)$ . Também foram registradas as cinéticas relativas à Banda L [ $\Delta W_{ok} = W_{ok(\text{controle})} - W_{ok(\text{tratamento})}$ ], onde  $W_{ok} = (F_t - F_0)/(F_k - F_0)$ , e da Banda K [ $\Delta W_{oj} = W_{oj(\text{controle})} - W_{oj(\text{tratamento})}$ ], onde  $W_{oj} = (F_j - F_0)/(F_k - F_0)$  (STRASSER *et al.*, 2007 & OUKARROUM *et al.*, 2007).

A fim de estabelecer a quantidade de matéria seca para parte aérea e raízes, as mesmas foram levadas à estufa de circulação forçada de ar ( $65 \pm 2$  °C), por 72 horas. Em seguida foi usada uma balança analítica, para determinar a massa. Na sequência foram submetidas separadamente à moagem mecânica, por meio do macro moinho tipo Willey, modelo TE-650.

### 3.5 Quantificação analítica e análise de dados

Para possibilitar comparações entre diferentes espécies, que naturalmente apresentam potencial morfológico intrínseco, os dados referentes à altura e área foliar foram transformados em um índice, relacionado às médias adquiridas pelas repetições das testemunhas de cada espécie, sendo estabelecido valor igual a 1 (um).

A biomassa armazenada foi analisada para determinação e quantificação do bário, pelo laboratório NSF Bioensaio, localizado em Viamão – RS. Para quantificação analítica das alíquotas, foi empregado o método 6010 C, que utiliza espectrometria de emissão óptica em plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) para determinação de elementos traços em solução, acordadas pelas normas NBR da Associação Brasileira de Normas Técnicas, conforme o informado pela empresa NSF Bioensaio.

Os dados fisiológicos foram submetidos a duplas normalizações utilizando-se o programa Excel (2010). Após a quantificação analítica e obtenção dos dados

biométricos, os mesmos foram tabulados e submetidos à análise de variância, aplicando-se o teste de média Scott Knott, a 5% de significância, utilizando o software SISVAR 5.3 Build 77.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Dados biométricos

As espécies/variedades não apresentaram alterações relevantes, influenciadas pelo acréscimo de cloreto de bário  $\text{BaCl}_2$  e pelas condições de hipóxia e/ou anóxia, exceto para *Nephrolepis* cf. *rivularis*, cujas plantas morreram, inclusive a testemunha, durante o ensaio fitorremediador. Portanto, não foi possível avaliá-la biometricamente e nem analisá-la quimicamente.

De acordo com Suwa *et al.* (2008) níveis elevados de bário (Ba) exercem influência negativa sobre o aparato fotossintético, condutância estomática, concentração intercelular de dióxido de carbono e taxa de transpiração, evidenciando o efeito toxicológico do elemento.

A toxicidade do bário é confirmada nos estudos de Wallace & Romney (1971) e Llugany *et al.* (2000), em que o feijão (*Phaseolus vulgaris*) morreu após 96 horas de exposição a concentrações de  $100 \text{ mmol L}^{-1}$  de Ba, no primeiro estudo. Já Llugany *et al.* (2000) constatou uma redução no desenvolvimento do feijoeiro e uma relevante inibição na absorção de potássio, sob doses de  $500 \text{ mmol L}^{-1}$  de Ba.

Apesar da toxicidade manifestada pelo Ba, não é possível afirmar que os níveis de cloreto de bário acrescentados ao solo sejam responsáveis pela morte da *N. cf. rivularis*, uma vez que o tratamento controle (testemunha) também morreu. Concomitante ao estresse proporcionado pelos crescentes níveis de  $BaCl_2$ , a hipóxia e/ou anóxia, ao qual as espécies/variedades foram submetidas, acarretam, segundo Huther (2011) e Rossi (2011), alterações fotossintéticas, associado principalmente a distúrbios do fotossistema II (FSII), ocasionando a morte em algumas espécies, fator que poderia explicar a morte da samambaia, uma vez que todos os tratamentos, inclusive a testemunha, foram sujeitas a condições de alagamento.

Os resultados relacionados a altura foram modificados e transformados em um índice, estipulado como valor 1 (um) e coletados em dois momentos distintos, após 60 e 110 dias da implantação do experimento (Tabela 8) e (Tabela 9).

De acordo com os seis níveis de Ba adicionado ao solo, é possível observar na Tabela 8, que as espécies que apresentaram maior desenvolvimento em termos de altura, em comparação com as distintas testemunhas, foram a *Paspalum conspersum*, apresentando os maiores índices de desenvolvimento, principalmente nos tratamentos 2,5 e 30  $mg\ kg^{-1}$  de Ba, seguida pela *Brachiaria arrecta* e *Eleocharis acutangula* 1 (junco 1).

TABELA 8. Índice de altura das espécies/variedades em relação a testemunha após 60 dias  
Ba adicionado ao solo ( $mg\ kg^{-1}$ )

Espécie	0	2,5	5	15	30	65
<i>O. sativa</i> (IRGA 424)	1,00 A	0,82 D	1,01 A	0,93 C	0,95 C	0,91 B
<i>O. sativa</i> (BRSTrop.)	1,00 A	0,96 C	0,90 B	1,00 B	0,90 C	0,96 B
<i>P. conspersum</i>	1,00 A	1,76 A	0,79 B	1,05 B	1,44 A	0,92 B
<i>B. arrecta</i>	1,00 A	0,97 C	1,06 A	1,08 B	1,16 B	1,55 A
<i>E. acutangula</i> 2	1,00 A	0,80 D	1,09 A	0,87 C	0,76 D	0,76 C
<i>E. acutangula</i> 1	1,00 A	1,15 B	1,10 A	1,33 A	1,06 B	1,09 B
<i>E. interstincta</i>	1,00 A	1,10 B	1,04 A	0,97 B	1,08 B	0,81 C
<i>C. cf. papyrus</i>	1,00 A	0,76 D	0,81 B	0,87 C	0,75 D	0,72 C
<i>T. domingensis</i>	1,00 A	0,59 E	0,63 C	0,85 C	0,76 D	1,03 B

CV = 10,91%

Médias não seguidas de mesma letra maiúscula na vertical, diferem pelo teste de Scott Knott a 5% de probabilidade.

No segundo momento avaliativo, a *P. conspersum*, *B. arrecta* e *E. acutangula* 1, continuaram sendo as espécies de destaque, porém, houve uma inversão no sentido da

ordem. As espécies que demonstraram os maiores índices de desenvolvimento, foi a *B. arrecta*, reportando os maiores índices de crescimento nos tratamentos 5, 30 e 65 mg kg<sup>-1</sup> de Ba, acompanhada pela *E. acutangula* 1 e *P. conspersum* (Tabela 9).

TABELA 9. Índice de altura das espécies/variedades em relação a testemunha após 110 dias

Espécie	Ba adicionado ao solo (mg kg <sup>-1</sup> )					
	0	2,5	5	15	30	65
<i>O. sativa</i> (IRGA 424)	1,00 A	0,79 C	1,04 A	0,86 B	0,99 A	0,75 D
<i>O. sativa</i> (BRSTrop.)	1,00 A	0,88 C	1,07 A	0,98 B	0,83 B	1,04 C
<i>P. conspersum</i>	1,00 A	1,66 A	0,69 B	1,05 A	1,19 A	0,72 D
<i>B. arrecta</i>	1,00 A	1,02 B	0,95 A	1,00 B	1,06 A	1,70 A
<i>E. acutangula</i> 2	1,00 A	0,92 C	0,95 A	0,87 B	0,79 B	1,25 B
<i>E. acutangula</i> 1	1,00 A	1,13 B	1,06 A	1,21 A	1,05 A	1,10 C
<i>E. interstincta</i>	1,00 A	1,07 B	1,02 A	0,93 B	1,10 A	0,96 C
<i>C. cf. papyrus</i>	1,00 A	0,88 C	0,98 A	0,95 B	1,05 A	0,95 C
<i>T. domingensis</i>	1,00 A	0,59 D	0,72 B	0,89 B	0,82 B	1,01 C

CV = 12,64%

Médias não seguidas de mesma letra maiúscula na vertical, diferem pelo teste de Scott Knott a 5% de probabilidade.

Dentre as espécies/variedades avaliadas, a *P. conspersum* apresentou a maior área foliar, nos tratamentos 2, 4 e 5, seguida pela *C. cf. papyrus* que reportou a maior área foliar para os tratamentos 3 e 6 (Tabela 10). A área foliar atrelada à biomassa produzida pela *C. cf. papyrus* proporcionou a mesma o maior conteúdo de bário acumulado na parte aérea.

TABELA 10. Índice da área foliar das espécies/variedades submetidas a níveis crescentes de Ba

Espécie	Ba adicionado ao solo (mg kg <sup>-1</sup> )					
	0	2,5	5	15	30	65
<i>O. sativa</i> (IRGA 424)	1,00 A	1,06 C	1,12 B	0,61 B	1,46 C	1,34 B
<i>O. sativa</i> (BRS Trop.)	1,00 A	1,05 C	1,67 B	1,29 B	1,20 C	1,32 B
<i>P. conspersum</i>	1,00 A	10,84 A	1,87 B	4,20 A	5,19 A	0,84 B
<i>B. arrecta</i>	1,00 A	0,89 C	0,51 B	0,70 B	0,64 C	1,27 B
<i>E. acutangula</i> 2	1,00 A	1,06 C	0,77 B	1,18 B	0,82 C	0,73 B
<i>E. acutangula</i> 1	1,00 A	1,43 C	1,38 B	1,01 B	1,00 C	1,10 B
<i>E. interstincta</i>	1,00 A	1,45 C	1,79 B	0,68 B	1,80 C	1,59 B
<i>C. cf. papyrus</i>	1,00 A	2,98 B	6,68 A	2,00 B	3,86 B	5,28 A
<i>T. domingensis</i>	1,00 A	0,25 C	0,76 B	0,69 B	0,33 C	0,68 B

CV = 24,93%

Médias não seguidas de mesma letra maiúscula na vertical, diferem pelo teste de Scott Knott a 5% de probabilidade.

Quanto à produção de biomassa, as espécies/variedades que apresentaram os maiores valores de biomassa seca, para raízes, foram a *Cyperus cf. papyrus*, *T. domingensis* e *E. acutangula* 1. Embora a *C. cf. papyrus* tenha sobressaído em termos de biomassa, principalmente nos níveis de 2,5; 5; 30 e 65 de Ba adicionado ao solo (mg kg<sup>-1</sup>), produzindo 53,6; 81,42; 26,18 e 75,74 respectivamente, as duas espécies subsequentes foram as responsáveis pelo maior acúmulo de bário no sistema radicular (Tabela 11).

TABELA 11. Massa seca das raízes, produzidas pelas espécies/variedades em relação aos níveis crescente de Ba

Espécie	Ba adicionado ao solo (mg kg <sup>-1</sup> )					
	0	2,5	5	15	30	65
	g					
<i>O. sativa</i> (IRGA 424)	7,84 C	4,07 C	11,75 C	5,08 B	8,38 B	7,60 D
<i>O. sativa</i> (BRS Trop.)	11,21 C	16,8 B	17,35 C	20,25 B	6,99 B	10,74 D
<i>P. conspersum</i>	3,67 C	12,26 C	1,35 D	4,11 B	11,97 B	0,64 D
<i>B. arrecta</i>	11,47 C	7,14 C	6,06 D	10,60 B	8,08 B	11,59 D
<i>E. acutangula</i> 2	13,98 C	19,00 B	17,96 C	25,83 A	22,33 A	21,34 C
<i>E. acutangula</i> 1	31,12 B	23,40 B	32,47 B	40,63 A	23,28 A	19,21 C
<i>E. interstincta</i>	8,74 C	14,80 C	16,11 C	6,47 B	22,03 A	8,81 D
<i>C. cf. papyrus</i>	23,27 B	53,6 A	81,42 A	35,83 A	26,18 A	75,74 A
<i>T. domingensis</i>	63,67 A	28,79 B	34,95 B	36,16 A	22,33 A	37,23 B

CV = 38,67%

Médias não seguidas de mesma letra maiúscula na vertical, diferem pelo teste de Scott Knott a 5% de probabilidade.



Semelhante ao observado para biomassa do sistema radicular, as espécies que se destacaram na produção de matéria seca para parte aérea foram a *C. cf. papyrus*, reportando os maiores valores de biomassa: 136,73; 93,99; 57,19; 32,11 e 116,00, entre os níveis 2,5 e 65 de Ba, seguida pelas espécies *T. domingensis* e *E. acutangula* 1 (Tabela 12).

TABELA 12. Massa seca da parte aérea produzidas pelas espécies/variedades em relação aos níveis crescente de Ba

Espécie	Ba adicionado ao solo (mg kg <sup>-1</sup> )					
	0	2,5	5	15	30	65
	g					
<i>O. sativa</i> (IRGA 424)	16,94 B	6,96 C	18,21 B	12,26 C	15,27 B	14,16 B
<i>O. sativa</i> (BRS Trop.)	13,43 B	13,29 C	14,88 C	16,20 C	10,82 B	14,86 B
<i>P. conspersum</i>	2,74 C	28,10 B	2,88 C	4,52 D	17,85 B	1,30 C
<i>B. arrecta</i>	20,66 B	14,20 C	11,55 C	16,83 C	9,51 B	25,01 B
<i>E. acutangula</i> 2	15,50 B	24,79 B	21,67 B	20,77 B	15,75 B	18,33 B
<i>E. acutangula</i> 1	25,24 B	24,68 B	27,26 B	31,12 B	23,17 B	22,62 B
<i>E. interstincta</i>	9,23 C	12,01 C	18,13 B	4,63 D	17,51 B	13,93 B
<i>C. cf. papyrus</i>	54,50 A	136,73 A	93,99 A	57,19 A	32,11 A	116,00 A
<i>T. domingensis</i>	57,27 A	17,43 C	23,45 B	27,32 B	16,55 B	22,17 B
CV = 25,66%						

Médias não seguidas de mesma letra maiúscula na vertical, diferem pelo teste de Scott Knott a 5% de probabilidade.

Em referência a estudos desenvolvidos com outros elementos químicos, mas fazendo uso da *T. domingensis*, Martins *et al.* (2007) ao analisar biometricamente a *T. domingensis* considerou seu desenvolvimento normal, sob níveis de 205 mg L<sup>-1</sup> de nitrogênio e 60 mg L<sup>-1</sup> de fósforo e durante 160 dias de exposição. No estudo de Gomes (2013) a *T. domingensis* também apresentou desenvolvimento normal sob concentrações de 741,40 µg L<sup>-1</sup> de fósforo e 9,01 mg L<sup>-1</sup> de mercúrio. O mesmo foi observado no estudo de Freitas *et al.* (2007), em que a *T. domingensis* sob condições de 18,1 µg g<sup>-1</sup> de zinco e 33,2 µg g<sup>-1</sup> de manganês, em solo, e de 7,53 µg g<sup>-1</sup> de zinco e 22,6 µg g<sup>-1</sup> de manganês em água, não apresentou alterações relevantes (FREITAS *et al.*, 2007).

Dentre os vários quesitos que são considerados na escolha das espécies fitorremediadoras, a tendência em acumular metais na parte aérea é uma das mais relevantes. Segundo Newman (2004), é aconselhável que as espécies ditas fitorremediadoras apresentem preferência acumulativa na parte aérea e ao mesmo tempo elevada biomassa na mesma.

De acordo com Procópio *et al.* (2009), espécies com disposição acumulativa na parte aérea são mais vantajosas por que facilitam o manejo e, a depender da espécie, proporciona a possibilidade de renovação da estrutura vegetal de forma natural (poda e brotamento).

Marques *et al.* (2011), reporta que em programas fitorremediadores que necessitam de mais de um ciclo de desenvolvimento das espécies, para uma eficaz recuperação da área, é indicado que os organismos vegetais empregados apresentem maior capacidade de acúmulo na parte aérea, uma vez que esta característica facilita a remoção e o descarte do xenobiótico extraído.

#### **4.2 Acúmulo de bário na planta**

As espécies/variedades diferiram quanto à capacidade de extrair e acumular bário em distintos órgãos vegetais. Levando em consideração apenas o teor de bário, em  $\text{mg g}^{-1}$  de massa seca quantificada, a *P. conspersum* apresentou na dose 6 (65 mg/vaso) a maior concentração,  $6,31 \text{ mg g}^{-1}$  de massa seca analisada (Tabela 13).

Para *T. domingensis* verificou-se o segundo maior acúmulo de  $\text{Ba}^{2+}$ ,  $2,93 \text{ mg g}^{-1}$  para dose 6. Em todos os outros níveis (0 a 30 mg), a taboa apresentou o maior acúmulo de bário  $\text{Ba}^{2+}$  (Tabela 13).

Tabela 13. Concentração de bário extraído e acumulado por espécies/variedades em relação aos níveis crescente de Ba

Espécie	Ba adicionadas ao solo (mg kg <sup>-1</sup> )					
	0	2,5	5	15	30	65
	mg kg <sup>-1</sup>					
<i>O. sativa</i> (IRGA 424)	0,01	0,04	0,09	0,22	0,45	0,70
<i>O. sativa</i> (BRS Trop.)	0,03	0,04	0,15	0,22	0,68	1,26
<i>P. conspersum</i>	0,02	0,03	0,10	0,09	0,08	6,31
<i>B. arrecta</i>	0,03	0,07	0,17	0,19	0,75	0,92
<i>E. acutangula</i> 2	0,03	0,04	0,05	0,07	0,18	0,41
<i>E. acutangula</i> 1	0,03	0,09	0,13	0,12	0,42	0,81
<i>E. interstincta</i>	0,03	0,03	0,06	0,35	0,66	1,46
<i>C. cf. papyrus</i>	0,03	0,03	0,05	0,12	0,27	0,20
<i>T. domingensis</i>	0,18	0,43	0,33	0,61	1,64	2,93

Além da capacidade intrínseca de cada espécie/variedade em extrair e acumular Ba<sup>2+</sup>, a quantidade de biomassa produzida em meio contaminado, é igualmente importante para o sucesso de um programa fitorremediador. Portanto, embora a *P. conspersum* tenha apresentado os maiores teores de Ba<sup>2+</sup> (mg g<sup>-1</sup> de matéria seca analisada na dose máxima) (Tabela 13), a mesma demonstrou os menores valores de acúmulo, quando a variável biomassa foi levada em consideração, pois produziu as menores quantidades de matéria seca para as raízes, 3,67; 1,35; 4,11; 0,64 g e 2,74; 2,88; 4,52; 1,30 g na parte aérea, ambas para os níveis de 0, 5, 15 e 65 mg kg<sup>-1</sup> de Ba, respectivamente (Tabelas 11 e 12).

Corroborando com o enunciado, o papiro apresentou a maior produção de biomassa para parte aérea, conferindo assim, os melhores resultados fitoacumuladores na parte aérea, mas não deve-se assumir a relação, maior biomassa, maior acúmulo, como regra geral, uma vez que, a depender da espécie/variedade, pode ocorrer maior acúmulo de um determinado xenobiótico em porções de massa seca menores.

Em concordância com o supracitado, foi possível observar que a *T. domingensis*, apesar de ter apresentado valores acentuadamente inferiores aos produzidos pela *C. cf. papyrus* (referentes à biomassa produzida pela parte aérea) (Tabela 12) reportou valores de acúmulo próximos aos apresentados pela *C. cf. papyrus* (Tabela 14), permitindo inferir que algumas espécies possuem características intrínsecas de fitorremediação, as quais independem da biomassa, considerando determinados tecidos vegetais. O ocorrido pode ser explicado pela concentração de Ba apresentado pela *T. domingensis* na (Tabela 13), em que

a mesma apresentou os maiores teores de acúmulo por  $\text{mg g}^{-1}$  de biomassa analisada nos cinco primeiros tratamentos, ficando em segundo lugar no último nível, 2,93 mg.

Não obstante aos diminutos conteúdos de  $\text{Ba}^{2+}$  fitoacumulado  $\text{mg g}^{-1}$  observado na (Tabela 13), a *C. cf. papyrus* foi a que apresentou maior biomassa na parte aérea (Tabela 12), fato que a fez diferenciar-se significativamente das demais, como aquela que obteve maior acúmulo de  $\text{Ba}^{2+}$  na parte aérea (Tabela 14).

No tratamento correspondente a 2,5 mg de  $\text{BaCl}_2$ , a *C. cf. papyrus* e a *T. domingensis* apresentaram os maiores valores. As demais espécies/variedades não diferenciaram estatisticamente. Na dose 3, a *C. cf. papyrus* se destacou com 5,46 mg de  $\text{Ba}^{2+}$  fitoacumulado, seguida pela *T. domingensis* com 3,71 mg de  $\text{Ba}^{2+}$ . Nos tratamentos quatro e cinco, a *C. cf. papyrus* e continuou apresentando a maior extração de  $\text{Ba}^{2+}$  para parte aérea, ainda acompanhada pela *T. domingensis*, mas no último tratamento o processo se inverteu, a *T. domingensis* acumulou mais que a *C. cf. papyrus*, 40,29 e 35,91 mg de  $\text{Ba}^{2+}$  respectivamente (Tabela 14).

De acordo com Marques *et al.* (2011) preferencialmente, as espécies fitorremediadoras, devem acumular os metais na parte aérea, por que facilita o manejo e erradicação das mesmas, caso seja necessário. Nesse sentido, a espécie que mais acumulou  $\text{Ba}^{2+}$  na parte aérea foi o *C. cf. papyrus*, seguida pela *T. domingensis*, acompanhada em ordem decrescente de acúmulo pela *B. arrecta*, *Eleocharis interstincta*, *E. acutangula* 1, *Eleocharis acutangula*, *P. conspersum*, *Oryza sativa* (BRS Tropical) e *Oryza sativa* (IRGA 424), conforme descrito na (Tabela 14).

Tabela 14. Quantidade de bário extraído e acumulado na parte aérea por espécies/variedades em relação aos níveis crescente de Ba

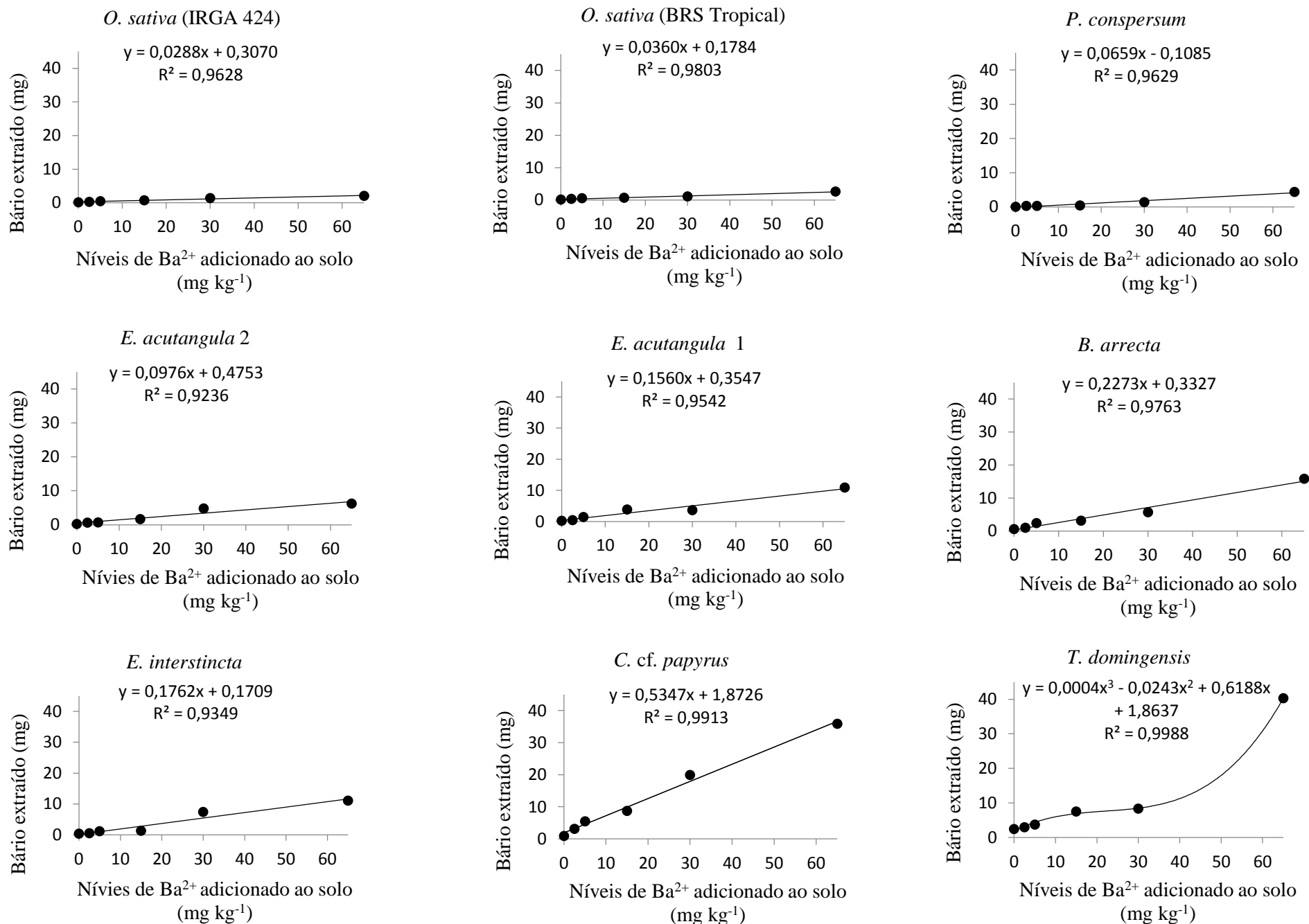
Espécie	Ba adicionados ao solo (mg kg <sup>-1</sup> )					
	0	2,5	5	15	30	65
	mg					
<i>O. sativa</i> (IRGA 424)	0,19 B	0,31 B	0,52 D	0,72 D	1,42 E	2,06 G
<i>O. sativa</i> (BRSTrop.)	0,11 B	0,31 B	0,54 D	0,65 D	1,08 E	2,6 G
<i>P. conspersum</i>	0,08 B	0,31 B	0,33 D	0,47 D	1,47 E	4,44 F
<i>B. arrecta</i>	0,63 B	0,97 B	2,4 C	3,15 C	5,73 C	15,83 C
<i>E. acutangula</i> 2	0,24 B	0,64 B	0,72 D	1,66 D	4,79 C	6,27 E
<i>E. acutangula</i> 1	0,22 B	0,45 B	1,41 C	3,86 C	3,65 D	10,85 D
<i>E. interstincta</i>	0,33 B	0,53 B	1,12 D	1,25 D	7,43 B	11,08 D
<i>C. cf. papyrus</i>	0,91 B	3,16 A	5,46 A	8,71 A	19,92 A	35,91 B
<i>T. domingensis</i>	2,45 A	2,95 A	3,71 B	7,5 B	8,33 B	40,29 A
CV= 16,07%						

Médias não seguidas da mesma letra maiúscula na vertical, diferem pelo teste de Scott Knott a 5% de probabilidade.

Embora não tenha sido acrescentado BaCl<sub>2</sub> ao tratamento controle (testemunha), o mesmo apresentou quantidades detectáveis de Ba<sup>2+</sup> ao ser analisado. Isso se deve ao teor natural de bário presente no solo, sendo que a única espécie que apresentou diferença estatística, tanto para parte aérea quanto para raízes (Tabela 14 e 15), foi *T. domingensis*, com valores bem superiores às demais espécies, principalmente, no sistema radicular. Essa diferença é explicada pelo fato das mudas de taboa terem sido coletadas em um campo de extração de petróleo, alagado, que em função de um acidente que ocasionou o derrame do fluido de perfuração, apresenta níveis elevados de sulfato de bário BaSO<sub>4</sub>, apresentando dessa forma taxas naturalmente mais elevadas de Ba<sup>2+</sup>.

Na Figura 1, são reportados os gráficos de regressão, referente ao conteúdo de Ba<sup>2+</sup> extraídos e acumulados pela parte aérea. É possível observar que houve destaque para a *C. cf. papyrus*, seguida pela *T. domingensis*, assim como reportado na (Tabela 14). A regressão realizada a partir dos valores encontrados para extração e acúmulo de Ba<sup>2+</sup> na parte aérea, em função das doses acrescentadas de BaCl<sub>2</sub>, demonstrou estatisticamente, que quanto maior a dose, maior a quantidade de Ba<sup>2+</sup> extraído, efeito confirmado pelo elevado coeficiente de correlação (R<sup>2</sup>) obtida para a *C. cf. papyrus* e *T. domingensis*, R<sup>2</sup> = 0,9913 e R<sup>2</sup> = 0,9988, respectivamente. O

coeficiente de correlação ( $R^2$ ), indica em porcentagem, o quanto o modelo matemático empregado na equação de regressão, consegue explicar os valores encontrados, ou seja,  $R^2$  varia entre 0 e 1 e quanto mais próximo de 1, melhor é o ajuste do modelo estatístico empregado.



**Figura 1.** Quantidade de bário (mg) extraído e acumulado na parte aérea em função de níveis crescentes de Ba adicionados ao solo.

A quantidade de  $Ba^{2+}$  removido e disposto nas raízes foi acentuadamente maior na *T. domingensis*, apresentando uma média geral de 45,48 mg de  $Ba^{2+}$  fitoacumulado (Tabela 15 e Figura 2). Em termos de comparação a espécie que demonstrou a segunda maior média de acúmulo foi a *E. acutangula* 1, com 9,10 mg de  $Ba^{2+}$ . A *B. arrecta* apresentou as menores taxas acumulativas, 1,65 mg de  $Ba^{2+}$  (Tabela 15) e (Figura 2).

Esperavam-se melhores resultados para a *E. acutangula* 1 e 2, visto que conteúdos observados em indivíduos coletados em área com índices detectáveis de  $Ba^{2+}$  foram de 706 mg  $kg^{-1}$  nas raízes, valor bem superior ao encontrado na *T. domingensis*, 326 mg  $kg^{-1}$  (dados obtidos pelo autor em avaliações preliminares). Além disso, nos estudos de Zoche (2013), o *E. acutangula* demonstrou considerável efetividade em extrair e acumular outros metais, como zinco, alumínio, manganês e ferro, sob conteúdo de 25 e 50 mg  $L^{-1}$ , apresentando índices gerais de acúmulo de 34,85%, 17,64%, 12,30% e 5,44%, respectivamente. Ressaltando que nesse estudo, as maiores taxas de acúmulo também foram encontradas nas raízes.

Contudo, nas condições empregadas no ensaio seletivo, a aptidão da *E. acutangula* 1 e 2 em remover e acumular  $Ba^{2+}$  foi muito menor em comparação com a *T. domingensis*, conforme observado na (Tabela 15) e nos gráficos de regressão plotados na (Figura 1). Na ausência de dados que evidenciem a idade das espécies amostradas em campo, não é possível alegar se as distintas respostas foram decorrentes de tempos diferentes de exposição à área contaminada ou da variação de características entre as condições de campo e as condições adotadas no ensaio seletivo.



Tabela 15. Quantidade de bário extraído e acumulado nas raízes por espécies/variedades em função aos níveis crescente de Ba

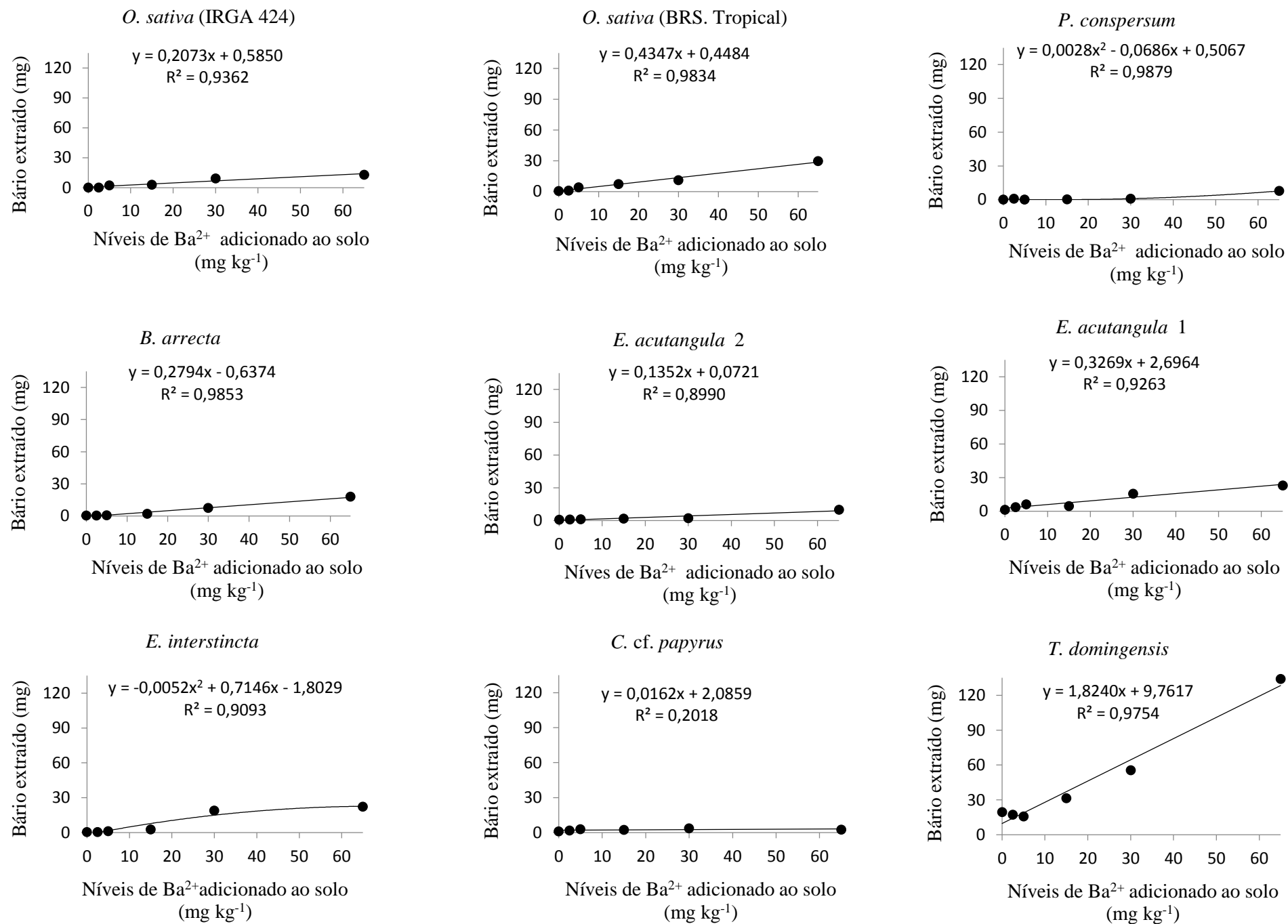
Espécie	Ba adicionadas ao solo (mg kg <sup>-1</sup> )					
	0	2,5	5	15	30	65
	mg					
<i>O. sativa</i> (IRGA 424)	0,08B	0,12 B	2,30 C	3,05 C	9,24 D	13,07 E
<i>O. sativa</i> (BRS. Trop.)	0,62 B	0,90 B	4,15 B	7,42 B	11,04 C	29,64 B
<i>P. conspersum</i>	0,08 B	0,89 B	0,08 C	0,28 C	0,78 E	7,80 F
<i>B. arrecta</i>	0,36 B	0,48 B	0,61 C	2,09 C	7,51 D	17,97 D
<i>E. acutangula</i> 2	0,65 B	0,96 B	1,11 C	1,67 C	2,04 E	9,87 F
<i>E. acutangula</i> 1	1,30 B	3,65 B	6,29 B	4,62 B	15,76 B	22,98 C
<i>E. interstincta</i>	0,25 B	0,40 B	1,03 C	2,58 C	18,74 B	22,12 C
<i>C. cf. papyrus</i>	1,04 B	1,85 B	2,95 C	2,35 C	3,64 E	2,59 G
<i>T. domingensis</i>	19,42 A	17,10 A	15,63 A	31,31 A	55,46 A	133,97
CV = 24,22%						

Médias não seguidas de mesma letra maiúscula na vertical, diferem pelo teste de Scott Knott a 5% de probabilidade.

Em um estudo desenvolvido por Freitas *et al.* (2007), com a *T. domingensis* em área de mineração de carvão, foram observadas elevadas taxas de acúmulo de zinco e manganês, principalmente nas raízes, enquanto que a parte aérea acumulou valores bem inferiores, demonstrando a predominância fito-extratora do sistema radicular da *T. domingensis*, como características intrínseca desta espécie.

Embora a *E. acutangula* tenha apresentado maior acúmulo, tanto para parte aérea, 109 mg kg<sup>-1</sup> de Ba<sup>2+</sup>, quanto para as raízes, 706 mg kg<sup>-1</sup> de Ba<sup>2+</sup>, em comparação com a *T. domingensis*, que acumulou 35 mg kg<sup>-1</sup> de Ba<sup>2+</sup> na parte aérea e 326 mg kg<sup>-1</sup> de Ba<sup>2+</sup> no sistema radicular (dados obtidos pela autor em avaliações preliminares), os resultados observados no presente trabalho demonstraram coerência para a *E. acutangula* e *T. domingensis*, uma vez que foi observado o estabelecimento natural de ambas as espécies, em local com índices detectáveis de Ba na forma bio-disponível e sob condições de alagamento, evidenciando a tolerância natural, tanto ao elemento bário quanto aos efeitos decorrentes do alagamento.

Na Figura 2, observa-se que a *T. domingensis* se destaca expressivamente das demais espécies, chegando a acumular cinco vezes mais Ba<sup>2+</sup> no sistema radicular, do que o *E. acutangula* 1. O coeficiente de correlação observado foi de R<sup>2</sup> = 0,9754, ou seja, 97,54% da variável dependente é explicada pela equação de regressão empregada.



**Figura 2.** Quantidade de bário (mg) extraído e acumulado nas raízes em função de níveis crescentes de Ba adicionados ao solo.

Como um todo, somando-se os valores expostos para a acumulação na parte aérea e nas raízes, a espécie que apresentou os melhores resultados em termos de conteúdo de  $Ba^{2+}$  extraído e acumulado foi a *T. domingensis*, que apresentou uma média geral de 56,35 mg de  $Ba^{2+}$  acumulado na planta inteira, devido, principalmente, ao conteúdo de  $Ba^{2+}$  encontrado nas raízes (Tabela 16 e Figura 3). Valor expressivamente superior a *C. cf. papyrus*, que apresentou uma média geral de 14,75 mg de  $Ba^{2+}$ .

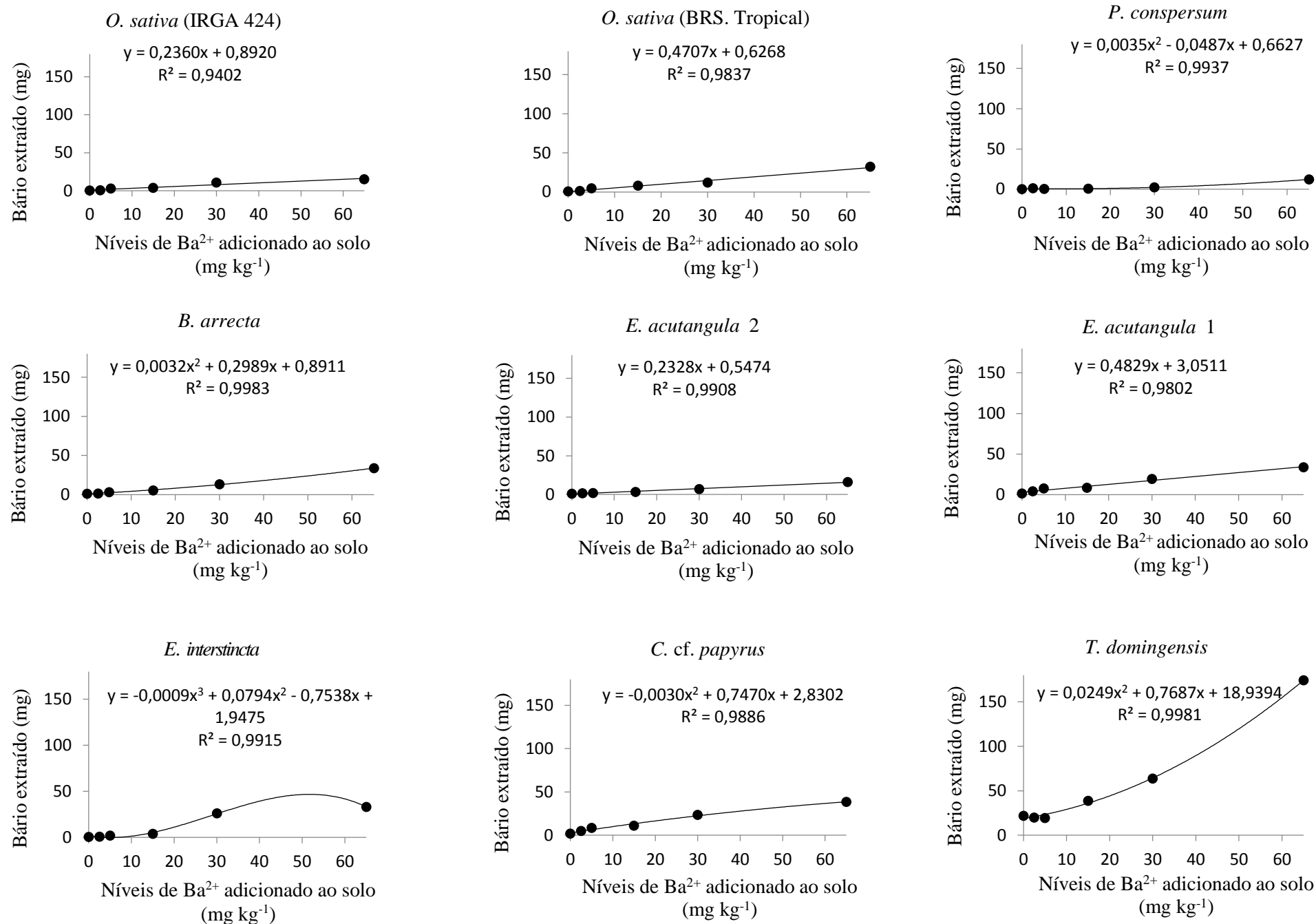
Em geral, a menor média de acúmulo, 2,83 mg de  $Ba^{2+}$  é atribuída a *P. conspersum*, enquanto as espécies/variedades *E. acutangula* 2, *O. sativa* (IRGA 424), *B. arrecta*, *O. sativa* (BRS. Tropical), *E. interstincta* e *E. acutangula* 1, apresentaram valores fito-extratores de 5,11; 5,51; 9,62; 9,84; 11,14 e 12,51 mg de  $Ba^{2+}$  respectivamente, conforme dados da Tabela 16.

Tabela 16. Quantidade total de bário extraído e acumulado por espécies/variedades em função dos níveis crescentes de Ba

Espécie	Ba adicionadas ao solo (mg kg <sup>-1</sup> )					
	0	2,5	5	15	30	65
	mg					
<i>O. sativa</i> (IRGA 424)	0,27 B	0,43 B	2,82 C	3,78 C	10,66 D	15,13 D
<i>O. sativa</i> (BRS. Trop.)	0,73 B	1,21 B	4,69 C	8,07 B	12,12 D	32,24 C
<i>P. conspersum</i>	0,16 B	1,2 B	0,41 C	0,75 C	2,25 F	12,24 D
<i>B. arrecta</i>	0,99 B	1,45 B	3,01 C	5,24 C	13,23 D	33,8 C
<i>E. acutangula</i> 2	0,9 B	1,6 B	1,84 C	3,33 C	6,84 E	16,14 D
<i>E. acutangula</i> 1	1,53 B	4,1 B	7,7 B	8,48 B	19,41 C	33,83 C
<i>E. interstincta</i>	0,59 B	0,93 B	2,15 C	3,83 C	26,17 B	33,19 C
<i>C. cf. papyrus</i>	1,95 B	5,01 B	8,41 B	11,06 B	23,56 B	38,5 B
<i>T. domingensis</i>	21,87 A	20,05 A	19,34 A	38,81 A	63,79 A	174,26 A
CV = 17,49%						

Médias não seguidas de mesma letra maiúscula na vertical, diferem pelo teste de Scott Knott a 5% de probabilidade.

Na Figura 3, são reportados os gráficos de regressão para as espécies supracitadas, chegando a apresentar um coeficiente de correlação de 98,98% de confiabilidade para *T. domingensis*.



**Figura 3.** Quantidade de bário (mg) extraído e acumulado na planta inteira em função de níveis crescentes de Ba adicionado ao solo.

A *T. domingensis* também atuou de maneira eficiente na fitorremediação de ambientes contaminados por mercúrio e por resíduos da piscicultura, chegando a apresentar uma redução de 99% nos teores de mercúrio e de aproximadamente 90% no conteúdo total de fósforo e nitrogênio, oriundos da piscicultura, ressaltando que nesse estudo, o sistema radicular também apresentou a maior taxa acumulativa (GOMES, 2013).

Embora, ambas as variedades de *O. sativa* (IRGA 424 e BRS Tropical) não tenham demonstrado resultados expressivos, dentre as espécies/variedades avaliadas, a *O. sativa*, apresenta-se como a espécie mais utilizada em estudos desta natureza, ou seja, pesquisas que relacionem fitorremediação, bário e ambientes alagados. No entanto, houve diferenciação entre as duas variedades, a BRS Tropical reportou uma média geral de acúmulo de 9,84 mg de  $Ba^{2+}$ , enquanto a IRGA 424 fito-extraíu 5,51 mg de  $Ba^{2+}$ . Acredita-se que esse resultado se deve às características inerentes de cada variedade, uma vez que a variedade BRS tropical é mais resistente a climas tropicais (quentes e úmidos), semelhantes às condições do ensaio e campo.

Entre os estudos mais recentes que envolvem a fitorremediação do bário sob condições de alagamento, estão os estudos de Magalhães *et al.* (2011), Lima *et al.* (2012) e Magalhães *et al.* (2014).

Em Magalhães *et al.* (2011), o objetivo foi avaliar a solubilização do sulfato de bário  $BaSO_4$  em solos sob condições redutoras e o aumento da biodisponibilidade do bário. Foi observado uma relação direta entre o aumento na absorção do  $Ba^{+2}$  pelas plantas e a diminuição do potencial redox, ou seja, quanto menor o potencial redox, maior a quantidade de  $Ba^{+2}$  acumulado pela planta.

Em Lima *et al.* (2012), o estudo foi desenvolvido sob duas condições: em uma, a *O. sativa* foi implantada em um solo com 70% de capacidade de campo e na segunda condição, o solo apresentava uma lâmina de água para simular os efeitos decorrente do alagamento, sendo que os resultados demonstraram que sob condições alagadas, as taxas de  $Ba^{2+}$  extraídas e acumuladas foram superiores à condição de 70% de capacidade de campo, refletindo a importância de estudos como este, que atrele a condicionante eletroquímica nos ensaios fitorremediadores como fator agravante.

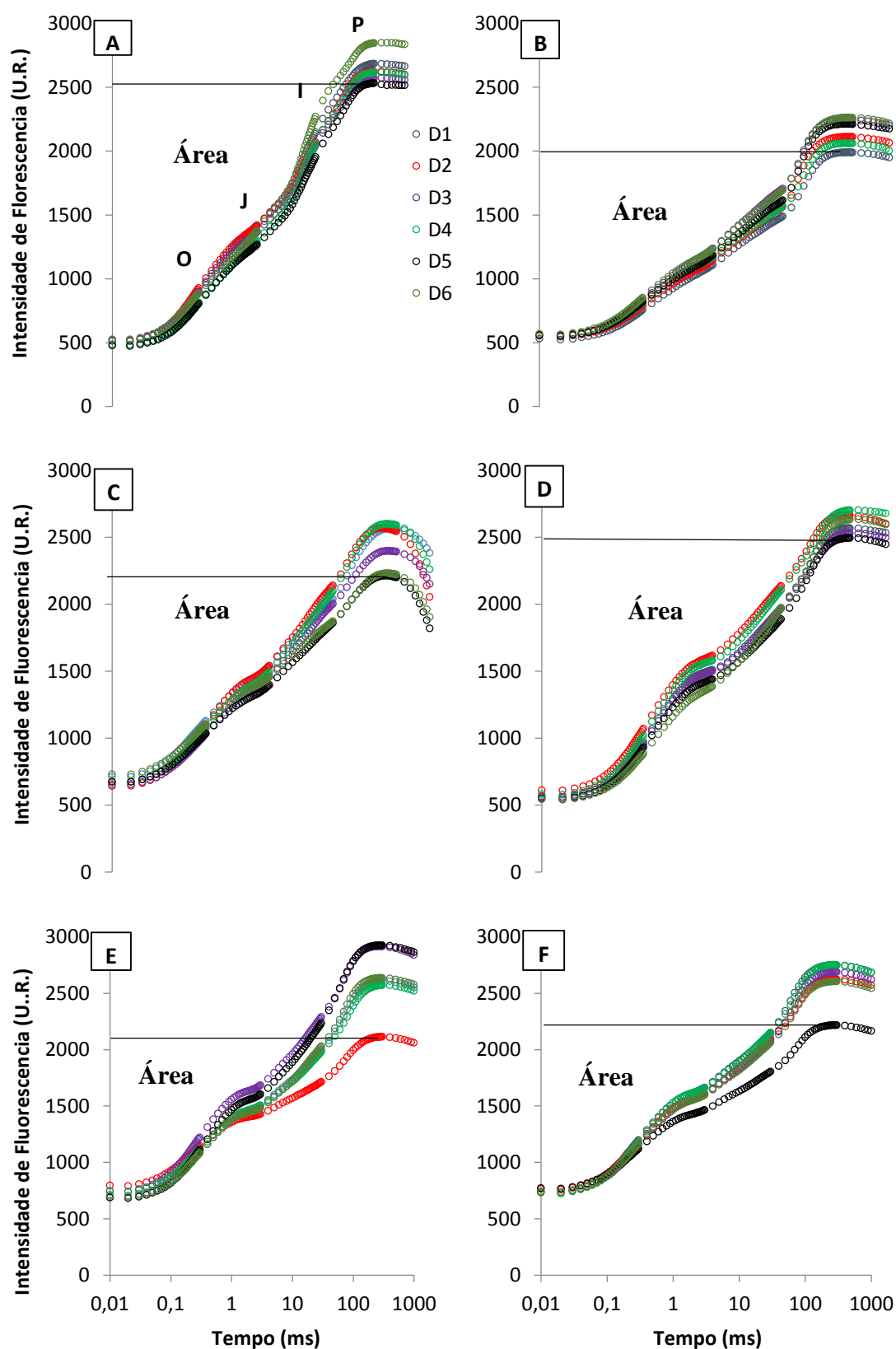
Magalhães *et al.* (2014), demonstraram que em condições redutoras, decorrente da inundação da área, proporciona o aumento das taxas de bário, na forma de maior instabilidade e diminuição na forma de maior estabilidade. Os maiores índices de acúmulo, para folhas, raízes e grãos de *O. sativa*, foram encontrados na maior dose e sob condição de redução, sendo que esses resultados evidenciam que a condicionante alagamento, potencializa a biodisponibilidade bário. Neste estudo, os maiores teores bário fitoacumulado, também foram verificados na dose máxima utilizada 65 mg kg<sup>-1</sup> de Ba (Tabela 16).

Em decorrência da inexistência de estudos que relacionem taxas de extração e acúmulo de bário para todas as espécies/variedades avaliadas, não houve a possibilidade de comparar os dados obtidos com resultados de outros autores para todas as espécies.

#### 4.3 Dados fisiológicos

A cinética de emissão da fluorescência trasiente da clorofila *a* na *T. domingensis*, *N. cf. rivularis*, *P. conspersum*, *B. arrecta* e *O. sativa*, variedades IRGA 424 e BRS Tropical foram mensuradas e plotadas em escala logarítmica de tempo, entre 50 µs e 1 s (Figura 4).

Todos os tratamentos apresentaram curvas transientes OJIP tipicamente polifásicas (Figura 4). Este resultado indica que as amostras permaneceram fotossinteticamente ativas durante o período das análises (YUSUF *et al.*, 2010). Dentre as espécies avaliadas, houve maior heterogeneidade das curvas OJIP em ambas as variedades de *O. sativa*, mais evidente na variedade IRGA 424 (Figura 4E).



**Figura 4.** Fluorescência transiente da clorofila *a* em *T. domingensis* (A), *N. cf. rivularis* (B), *P. conspersum* (C), *B. arrecta* (D), *O. sativa* (E) (IRGA 424) e *O. sativa* (F) (BRS Tropical), cultivadas em níveis crescentes de cloreto de bário BaCl<sub>2</sub>: ° D1 (0 controle), ° D2, ° D3, ° D4, ° D5 e ° D6. (n=6).

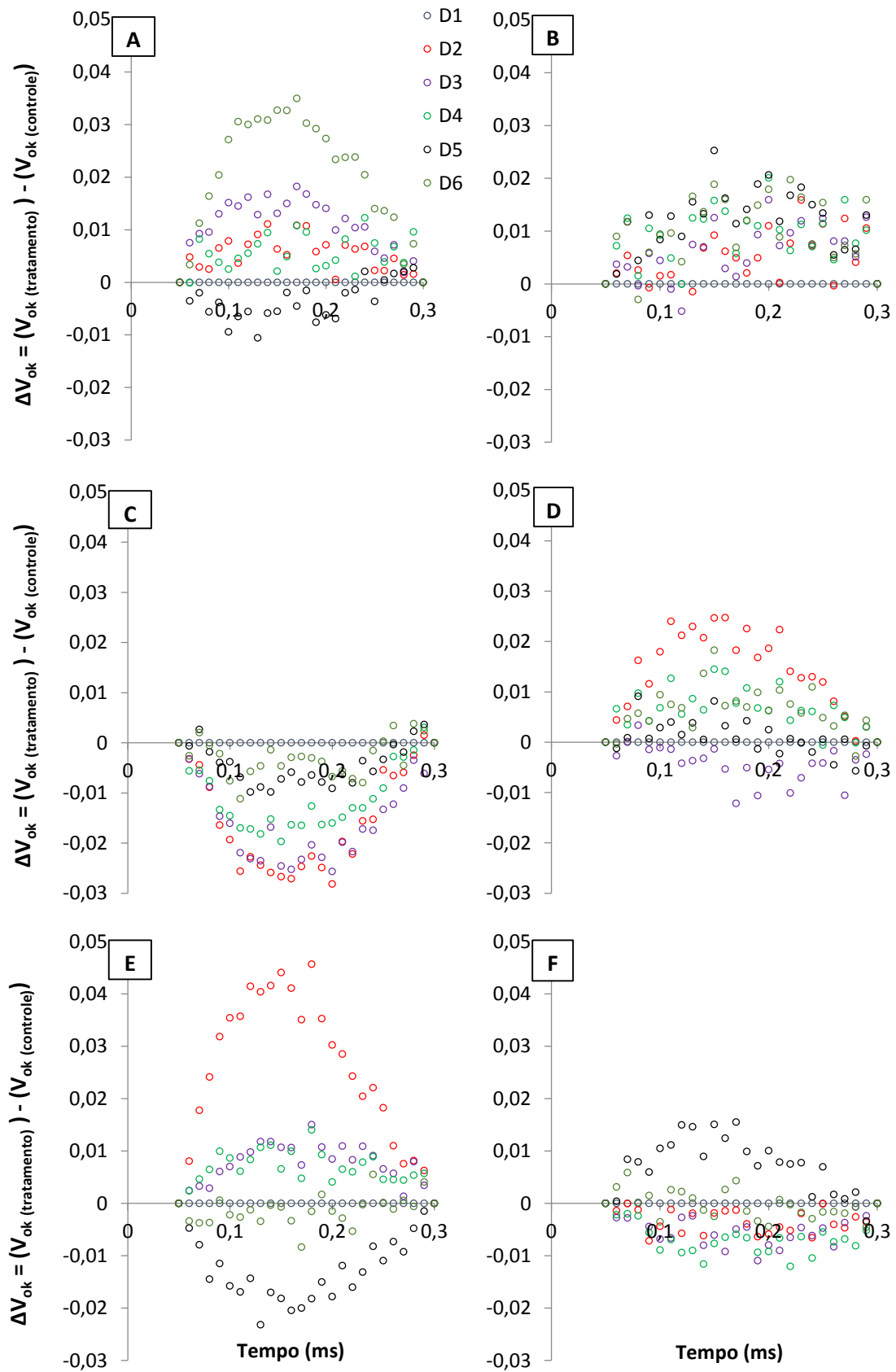
Segundo Schansker *et al.* (2005) as três distintas fases O-J, J-I e I-P representam a intensidade da taxa de emissão de fluorescência entre os intervalos 50 $\mu$ s a 2ms, 2ms a 30ms e 30ms a 300ms, respectivamente. A fase O-J, corresponde à completa redução do aceptor primário de elétrons do fotossistema II (PSII), quinona A (Q<sub>A</sub>); a fase J-I reflete à transferência de elétrons da Q<sub>A</sub> para quinona B (Q<sub>B</sub>) e o intervalo I-P corresponde à redução da plastocianina (PC) e da clorofila P<sub>700</sub> do fotossistema I (FSI) (ABBASPOOR & STREIBIG, 2005).

Pouca variação no parâmetro Área, correspondente ao ponto inicial F<sub>0</sub> até F<sub>M</sub>, foi observada nas seguintes espécies: *T. domingensis*, *N. cf. rivularis*, *P. conspersum* e *B. arrecta* (Figuras 4 A-D). Porém, observou-se uma expressiva redução da Área para tratamento 2, equivalente a 2,5 mg kg<sup>-1</sup> de Ba, representado no gráfico como D2, e aumento para as doses D3 e D5 na *O. sativa* cultivar IRGA 424 (Figura 4E).

Na variedade BRS Tropical, houve um declínio da Área somente para o tratamento, equivalente a 30 mg kg<sup>-1</sup> de Ba, D5 (Figura 4F). De acordo com Silva *et al.* (2011), o parâmetro Área é diretamente proporcional à quantidade de elétrons transferidos do centro de reação (RC) do FSII para o 'pool' de plastoquinonas (PQ), proporcionado pela capacidade reoxidativa da Q<sub>A</sub>.

A redução da Área acima da curva de fluorescência foi mais evidente em ambas as variedades de *O. sativa* (Figuras 4E-F). Segundo Mehta *et al.* (2010), reduções da Área indicam um declínio do número de aceptores oxidados do FSII, reduzindo a taxa de transferência de elétrons e, portanto, aumentando a emissão de fluorescência. Dentre as espécies avaliadas, as que demonstraram maior número de aceptores oxidados, ou seja, maior Área, foi a *T. domingensis*, *B. arrecta* e *P. conspersum* (Figuras 4A-D-C). A Área maior, referente a quantidade de aceptores disponíveis na *T. domingensis*, evidencia que a mesma não apresentou deficiência fotossintética, pelo menos nos estágios iniciais da fotossíntese, fator que reflete os resultados referentes ao acúmulo de bário na mesma.





**Figura 5.** Diferença cinética  $\Delta V_{ok} = (V_{ok}(\text{tratamento}) - V_{ok}(\text{controle}))$  normalizada entre  $F_{50 \mu s}$  e  $F_{300 \mu s}$ , evidenciando a banda L em *T. domingensis* (A), *N. cf. rivularis* (B), *P. conspersum* (C), *B. arrecta* (D), *O. sativa* (E) (IRGA 424) e *O. sativa* (F) (BRS Tropical), cultivadas em níveis crescentes de cloreto de bário  $BaCl_2$ :  $\circ$  D1 (0-Controle),  $\bullet$  D2,  $\circ$  D3,  $\bullet$  D4,  $\circ$  D5 e  $\bullet$  D6. (n=6).

Quando os dados dos transientes da fluorescência da clorofila *a* são expressos de forma linear ou logarítmica, o efeito do estresse pode não ser facilmente identificado e diferenciado, fazendo-se necessário o uso de normalizações que passam a apresentar os dados sob a ótica da variável relativa, evidenciando mais detalhes sobre o funcionamento do aparato fotossintético (LICHTENTHALER *et al.*, 1998).

Portanto, normalizações foram realizadas a partir dos dados de fluorescência, entre  $F_0$  e  $F_M$ , que correspondem a cinética relativa da variável de fluorescência no instante  $t$ , representada pela equação  $V_t = (F_t - F_0)/(F_M - F_0)$  e respectiva subtração  $\Delta V_t = V_{t(\text{tratamento})} - V_{t(\text{controle})}$  (STRASSER *et al.*, 1995).

Valores normalizados entre  $F_{50\mu s}$  e  $F_{300\mu s}$ , exibem a diferença cinética da fluorescência transiente na banda L ( $\Delta V_{OK}$ ), que representa o grau de conectividade espacial das unidades transportadoras de elétrons do PSII ou o grau de empilhamento dos tilacóides, calculado por meio da expressão matemática  $\Delta V_{OK} = (V_{OK(\text{tratamento})} - V_{OK(\text{controle})})$  (STRASSER *et al.*, 1995).

Houve grande variação dos resultados obtidos para a banda L entre as doses testadas. Além disso, enquanto para algumas espécies, a amplitude da bandas L foi positiva para todas as doses testadas, para outras, foram negativas. Na *T. domingensis*, o último tratamento, equivalente a  $65 \text{ mg kg}^{-1}$  de Ba, representada por D6, resultou em um expressivo aumento positivo para banda L (Figura 5A).

Valores positivos para banda L correspondem a uma menor conectividade entre os aceptores de elétrons do PSII, enquanto valores negativos indicam o oposto, ou seja, maior conectividade entre os aceptores, corroborando para maior transferência de elétrons entre o RC e a cadeia primária de transporte de elétrons do PSII (ADAMSKI *et al.*, 2011).

As espécies *P. conspersum* e a *B. arrecta* comportaram-se de maneira antagônica, com amplitudes negativas e positivas para a *P. conspersum* e a *B. arrecta*, respectivamente (Figura 5C-D). Para a dose D2, observou-se maior amplitude da banda L para ambas as espécies. A invariabilidade da amplitude da

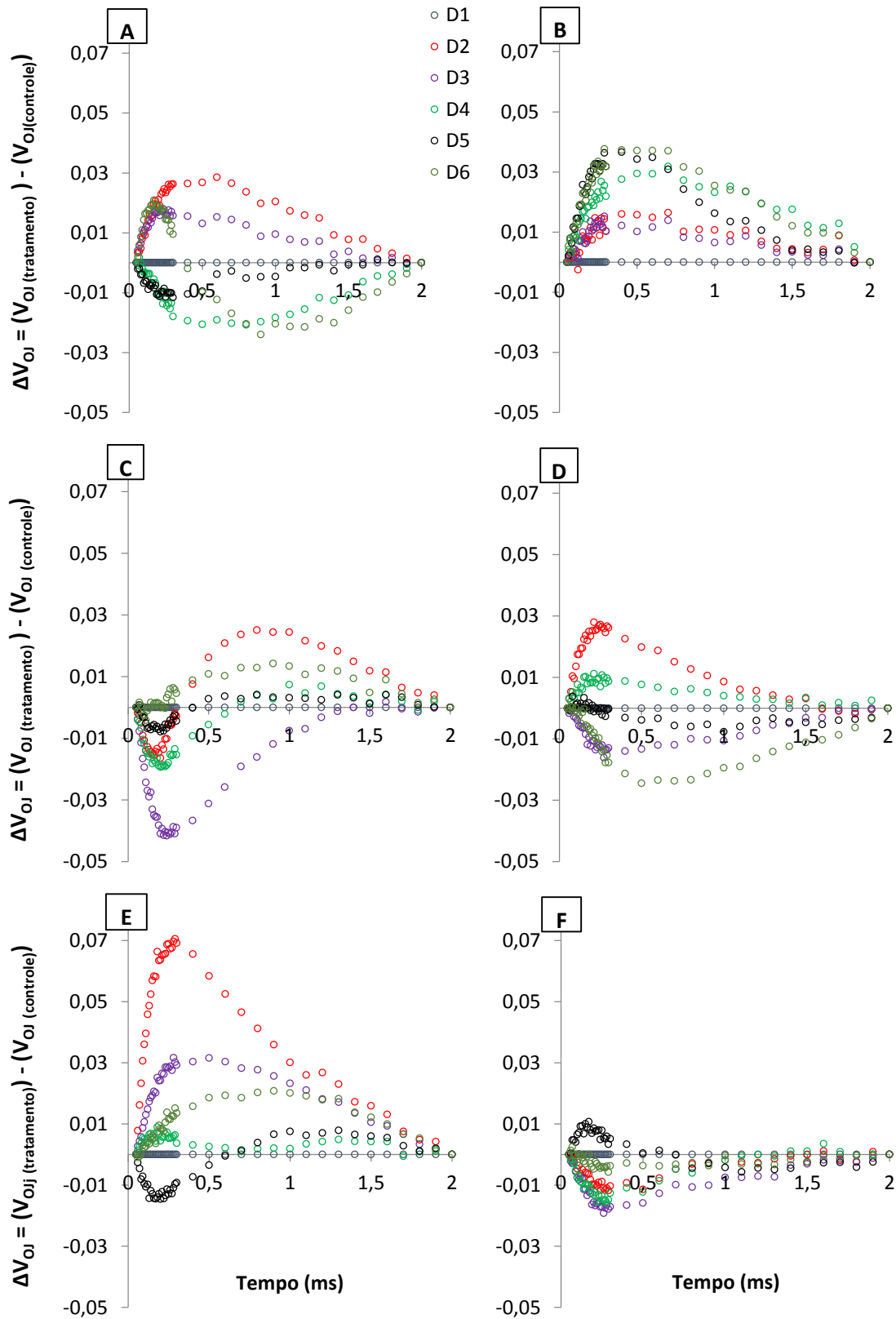
banda L nas duas espécies, em doses de Ba elevadas, 30 e 65 mg kg<sup>-1</sup> de Ba (D5 e D6) são um indicativo de maior tolerância das plantas.

Para a variedade de *O. sativa* IRGA 424, observou-se acentuada magnitude positiva da banda L para a dose D2 (Figura 5E), demonstrando a menor conectividade espacial entre os carreadores de elétrons do PSII, seguida pelas doses D3 e D4, as quais permaneceram praticamente similares ao controle D1. Em D5, observou-se amplitude negativa para a banda L com pouca variação para a dose D6. As variações na amplitude da banda L observadas para a variedade Br. Tropical e para a *N. cf. rivularis* foram pouco expressivas (Figuras 5B e 5F).

A espécie que se destacou em relação à conectividade dos aceptores do PSII, foi a *P. conspersum*, que reportou amplitudes negativas para todos os níveis de Ba testados (Figura 5C). A *P. conspersum* apresentou a terceira maior Área, referente à quantidade de aceptores oxidados (Figura 4C) e a maior conectividade entre aceptores (Figura 5C), fatores que corroboram com os resultados de maior concentração de Ba mg kg<sup>-1</sup> reportado na Tabela 13. O mesmo pode se dizer da *O. sativa* (IRGA 424), que reportou a menor número de aceptores oxidados (Figura 4E) e também a menor conectividade entre os mesmos (Figura 5E), refletindo o baixo desempenho no que concerne ao acúmulo de Ba (Tabela 14, 15 e 16).

Segundo Campostrini (2001), quando a clorofila especial P<sub>680</sub> é excitada pelos fótons, transfere elétrons para feofitina, a qual repassa para a molécula de Q<sub>A</sub>, fazendo-se necessário à reposição dos elétrons doados. O restabelecimento dos elétrons doados é realizado pelo processo de hidrólise da molécula de H<sub>2</sub>O, os quais são repostos por resíduos de tirosina (TAIZ & ZEIGER, 2004).

A normalização efetuada entre F<sub>50μs</sub> e F<sub>2,0ms</sub>, determinada pela expressão  $\Delta V_{OJ} = (V_{OJ}(\text{tratamento}) - V_{OJ}(\text{controle}))$ , revela a banda K, a qual reflete o estado do complexo de evolução do oxigênio (OEC), equivalente à capacidade de reposição dos elétrons pela hidrólise da molécula de H<sub>2</sub>O (YUSUF *et al.*, 2010).



**Figura 6.** Diferença cinética  $\Delta V_{OJ} = (V_{OJ} \text{ (tratamento)} - V_{OJ} \text{ (controle)})$  normalizada entre  $F_{50 \mu s}$  e  $F_{2,0 \text{ ms}}$ , evidenciando a banda K em *T. domingensis* (A), *N. cf. rivularis* (B), *P. conspersum* (C), *B. arrecta* (D), *O. sativa* (IRGA 424) (E) e *O. sativa* (BRS Tropical) (F), cultivadas em níveis crescentes de cloreto de bário  $BaCl_2$ : D1 (0-Controle), D2, D3, D4, D5 e D6. (n=6).

Observaram-se variações de amplitudes positivas e negativas para banda K (Figura 6). Entretanto, para algumas espécies: *N. cf. rivularis* e *O. sativa* IRGA 424, todos os níveis de Ba testados resultaram em curvas com amplitude positivas, Figuras (6B e 6E), enquanto para variedade BRS Tropical, houve apenas curvas negativas (Figura 6F).

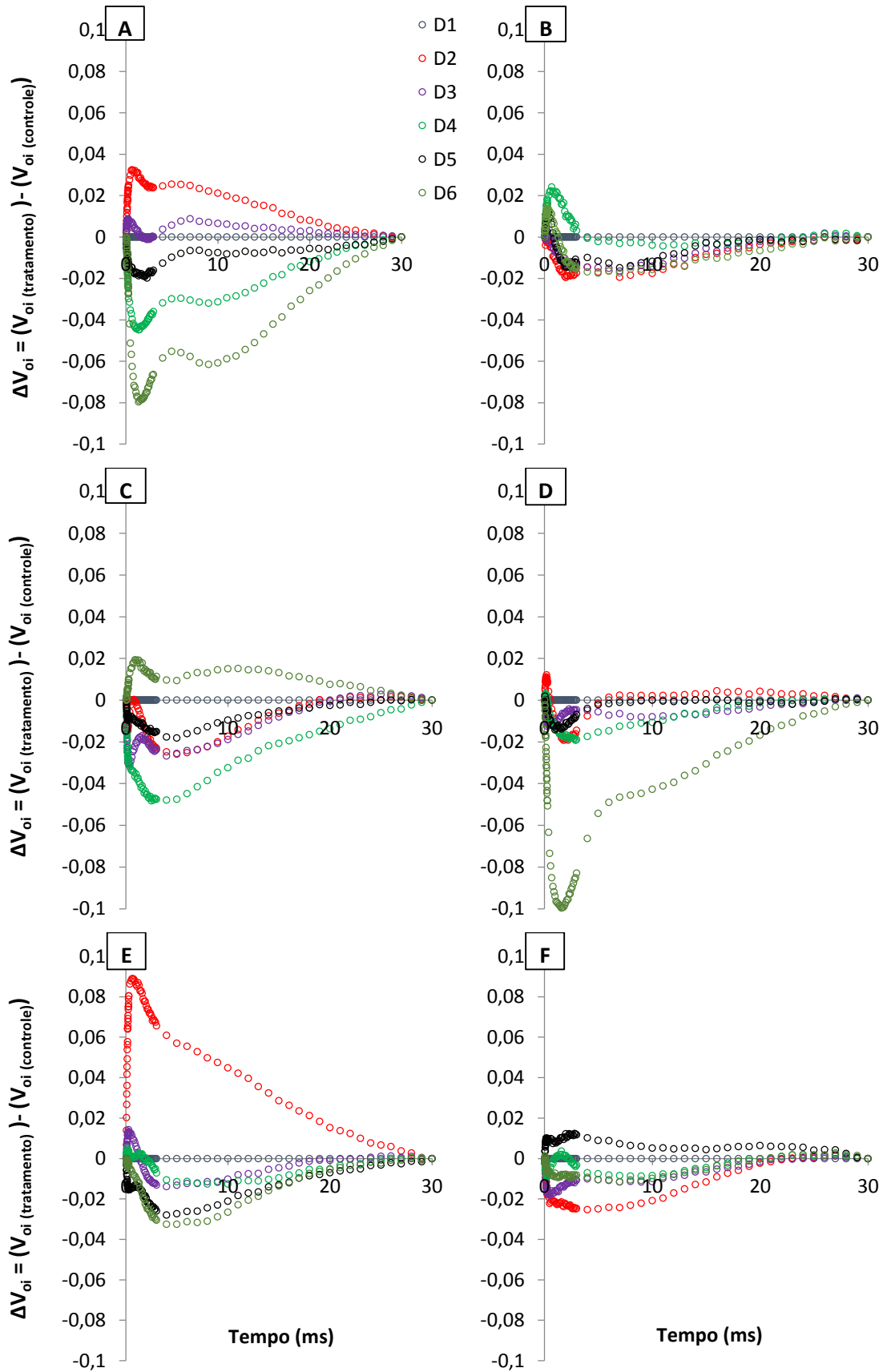
Picos positivos para banda K estão correlacionados com a baixa reposição de elétrons pelo OEC, já que a demanda por elétrons é maior que a reposição. Entretanto, balanços negativos representam o grau de equilíbrio entre a reposição de elétrons pelo OEC e a transferência de elétrons do RC para QA.

O tratamento 2, denominado como D2, resultou em curvas com maiores amplitudes positivas para a banda K, na *O. sativa* (IRGA 424), *B. arrecta*, *P. conspersum* e a *T. domingensis* (Figuras 6E, 6D, 6C e 6A), correspondendo a maior inibição no processo de reposição de elétrons em D2.

Por outro lado, para o nível de 5 mg kg<sup>-1</sup> de Ba, tratamento 3, a *N. cf. rivularis*, *U. braquiária* e a *O. sativa* (BRS. Tropical), foram observadas as maiores amplitudes negativas para a banda K em relação às demais doses de Ba testadas (Figuras 6B, 6C, 6D e 6F), indicando maior grau de equilíbrio entre as taxas doação e reposição de elétrons, evidenciando uma gradativa adaptação dos espécimes aos níveis crescentes de Ba.

Para a *O. sativa* (IRGA 424), a maior inibição na reposição de elétrons para P<sub>680</sub> foi observada, considerando a maior amplitude observada para a banda K quando se utilizou D2 (Figura 6E), ao contrário do *P. conspersum*, para a qual observou-se a melhor capacidade de reposição (Figura 6C). A diferença cinética  $\Delta V_{OJ}$  foi discreta na *O. sativa* cultivar (BRS Tropical) (Figura 6F).

A diferença cinética  $\Delta V_{OI}$  foi normalizada entre F<sub>50μs</sub> e F<sub>30ms</sub> possibilitando a interpretação da sequência de eventos correspondentes à transferência de elétrons da PQ reduzida para o aceptor final de elétrons do FSI (YUSUF *et al.*, 2010).



**Figura 7.** Diferença cinética  $\Delta V_{oi} = (V_{oi} (\text{tratamento}) - V_{oi} (\text{controle}))$  normalizada entre  $F_{50 \mu s}$  e  $F_{30,0 ms}$  em *T. domingensis* (A), *N. cf. rivularis* (B), *P. conspersum* (C), *B. arrecta* (D), *O. sativa* (E) (IRGA 424) e *O. sativa* (F) (BRS Tropical), cultivas em níveis crescentes de cloreto de bário  $BaCl_2$ :  $\circ$  D1 (0-Controle),  $\bullet$  D2,  $\circ$  D3,  $\bullet$  D4,  $\circ$  D5 e  $\bullet$  D6. (n=6).

Segundo Huther (2011), a variação cinética  $\Delta V_{OI}$  corresponde ao tamanho do 'pool' de aceptores do lado acceptor de elétrons do FSI. Amplitudes positivas para  $\Delta V_{OI}$  refletem menor quantidade de aceptores disponíveis, enquanto curvas abaixo do eixo das abscissas reportam acréscimo no 'pool' de aceptores finais de elétrons do FSI, indicando maior utilização da energia de excitação (Figura 7).

Para a maioria das espécies estudadas, observaram-se curvas  $\Delta V_{OI}$  basicamente negativas (Figura 7). Na *T. domingensis*, *B. arrecta* e *O. sativa* (IRGA 424), o menor 'pool' de aceptores finais de elétrons do FSI foi obtido para o tratamento 2, D2 (maior amplitude positiva para a curva  $\Delta V_{OI}$ ) assim como observado para o mesmo nível de Ba na banda K (Figura 6) ao passo que as maiores amplitudes negativas foram obtidas quando se administrou a maior dose, (D6), equivalente a 65 mg kg<sup>-1</sup> (Figuras 7A, 7D e 7E respectivamente). Para a *N. cf. rivularis* e *O. sativa* (BRS Tropic), os níveis de Ba testados não causaram variações expressivas em  $\Delta V_{OI}$  (Figuras 7B-E).

Esperava-se que o 'pool' de aceptores diminuísse com o aumento dos níveis de Ba, no entanto, não foi o que ocorreu. Por exemplo, a *T. domingensis*, *B. arrecta* e a *O. sativa* (IRGA 424), apresentaram menor 'pool' para o tratamento 2, D2, em comparação com os níveis mais elevados de Ba administrados.

Oliveira *et al.* (2001) observaram em seus estudos que duas espécies aquáticas, *Eichhornia crassipes* e *Salvinia auriculata* apresentaram efeitos taxológicos mais evidentes nas doses iniciais, 5,0 e 10  $\mu$ M de cádmio (Cd) do que na dose mais elevada, correspondente a 20  $\mu$ M, assim como, também, observado na presente pesquisa,

Silva (2014), explica que algumas espécies quando submetidas de forma abrupta a estresses elevados, desenvolvem adaptações fisiológicas e anatômicas que otimizam a tolerância da espécie ao estresse. Ainda de acordo com autora, o mesmo não acontece quando o fator estressante é mínimo, ou seja, apesar da planta sofrer com o estresse, não chega a desenvolver adaptações para minimizá-la. Isso poderia explicar os resultados observados na (Figura 6 e 7), em que o

tratamento 2, referente a dose mínima de Ba, desencadeou os efeitos negativos mais evidentes.

O transiente de fluorescência variável I-P foi normalizado por meio da equação  $V_{IP} = (F_T - F_I)/(F_M - F_J)$  (ADAMSKI *et al.*, 2011) (Figura 8). De acordo com Adamski *et al.* (2011), normalizações entre I-P apresentam comportamento hiperbólico em que o inverso do tempo para alcançar  $V_{IP} = 0,5$  corresponde à taxa global de aceptores reduzidos no FSI, ou seja, quanto maior for tempo para alcançar  $V_{IP} = 0,5$  menor será a disponibilidade de aceptores no FSI.

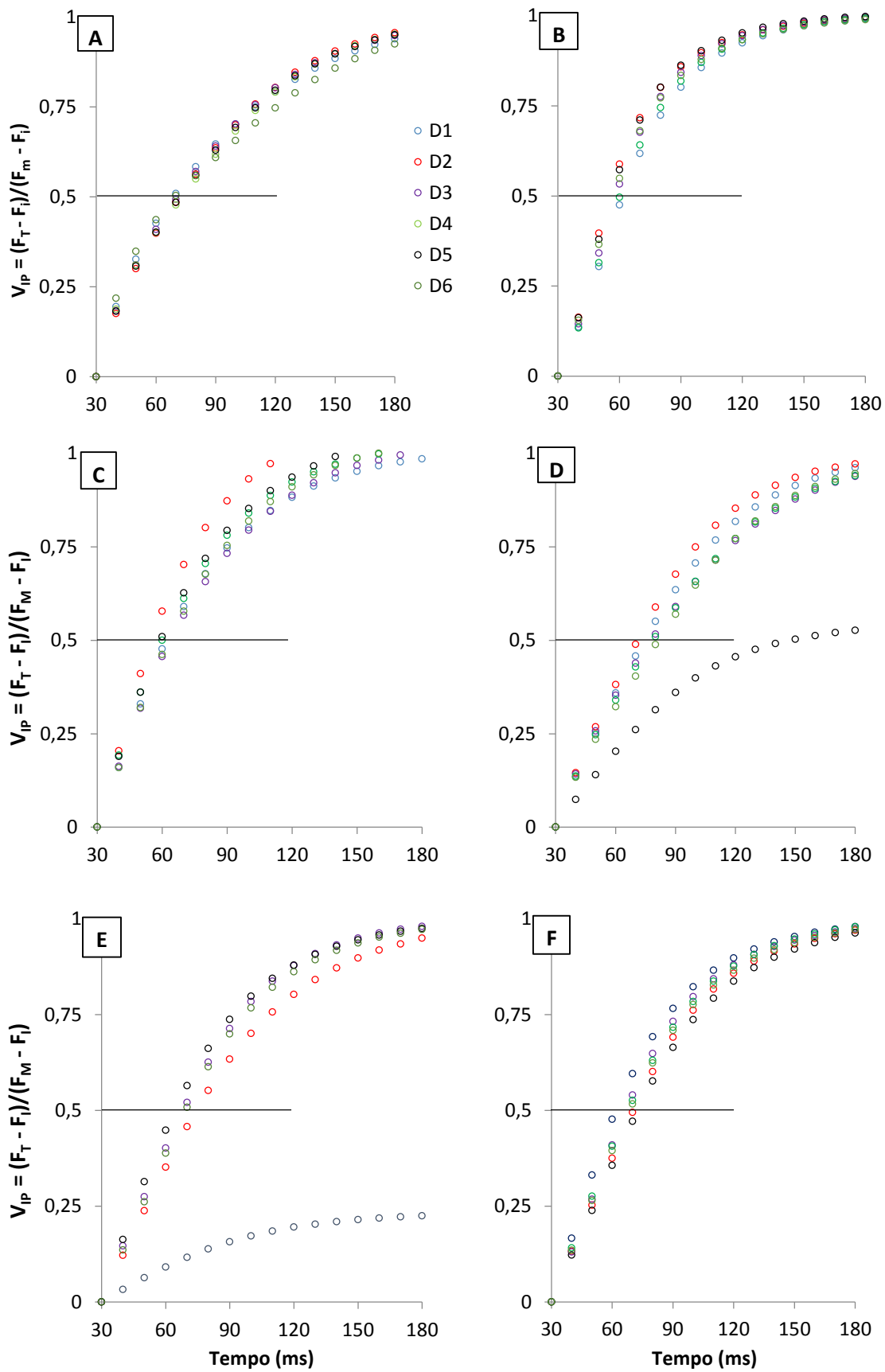
Não houve diferença expressiva entre as doses testadas, observando-se comportamento hiperbólico similares, com exceção da *B. arrecta* e *O. sativa* (BRS Tropical), as quais apresentaram variações isoladas para dose D5 e D1 (Figuras 8D-E).

De forma geral, as espécies alcançaram o ponto  $V_{IP} = 0,5$  entre o intervalo 60<sub>ms</sub> e 70<sub>ms</sub>, com exceção dos níveis supracitados. Além dos efeitos causados pelo acréscimo de Ba, condições de alagamento ocasionam efeitos negativos. Segundo Mattos *et al.* (2005) alterações físico-químicas solo, causadas pelo excesso de água, pode interferir na fisiologia, morfologia e anatomia de algumas espécies vegetais.

Alterações fotossintéticas causadas pela hipóxia ou anóxia tem se mostrado comum, em especial distúrbios associados ao FSII. Pesquisas indicam que o estresse hídrico acarreta o decréscimo de oxigênio liberado no FSII (LU & ZHANG, 1999). No estudo de Rossi (2011), os tratamentos submetidos ao alagamento exibiram reduções no lado acceptor do FSII e no 'pool' de PQ, para as fases O-J e J-I, respectivamente.

Em outro estudo sob condição de alagamento, foi possível inferir um declínio de conectividade entre as unidades do FSII, ressaltando que quanto maior for o grau de conectividade, maior será a transferência de elétrons (HUTHER, 2011).





**Figura 8.** Fluorescência variável  $V_{IP} = (F_T - F_I) / (F_M - F_I)$ , normalizada entre  $F_{30ms}$  e  $F_{300ms}$  em *T. domingensis* (A), *N. cf. rivularis* (B), *P. conspersum* (C), *B. arrecta* (D), *O. sativa* (IRGA 424) e *O. sativa* (BRS Tropical), cultivadas em níveis crescentes de cloreto de bário  $BaCl_2$ :  $\circ$  D1 (0-Controle),  $\circ$  D2,  $\circ$  D3,  $\circ$  D4,  $\circ$  D5 e  $\circ$  D6. (n=6).

Os distintos estágios fotoquímicos apresentados reportaram para cada espécie/variedade analisada, resultados bastante heterogênicos, evidenciando o grau de complexidade dos efeitos do  $Ba^{2+}$  atrelado às condições de hipóxia e anóxia, em que as espécies e cultivares foram sujeitas. Diante do exposto, não é possível afirmar a que ponto os resultados observados são em virtude do bário, condição de alagamento ou até mesmo da junção de ambos.

Foi possível observar uma considerável desenvoltura fisiológica por parte da *T. domingensis*, apresentando o maior número de aceptores oxidados no FSII (Figura 7A), uma considerável capacidade de reposição de elétrons, referente ao complexo de evolução do oxigênio, principalmente nos níveis de Ba mais elevados (Figura 6A) e o maior 'pool' de aceptores finais disponíveis no FSI (Figura 7A), resultados fisiológicos que sustentam os resultados químicos, em que a *T. domingensis* apresentou os melhores resultados fitorremediadores.

## 5. CONCLUSÃO

De acordo com as condições experimentais empregadas neste ensaio fitorremediador, é possível concluir que:

1. A espécie que demonstrou maior tolerância e aptidão em extrair e acumular bário foi a *Typha domingensis*, principalmente nas raízes, apresentando-se como uma alternativa potencial na recuperação de áreas inundadas e adulteradas por bário.
2. A *Cyperus* cf. *papyrus* apresentou a maior capacidade de fitoacumulação na parte aérea, podendo ser empregada em consórcio com a *T. domingensis* em programas fitorremediadores desta natureza.
3. A *Nephrolepis* cf. *rivularis* apresentou alta sensibilidade às condições empregadas neste ensaio fitorremediador.
4. A *T. domingensis* foi a que exibiu melhor desempenho em relação aos parâmetros fisiológicos, apresentando-se como a espécie mais tolerante às condições de alagamento e de toxicidade do bário, dentre as espécies/variedades avaliadas.

## REFERÊNCIAS

- ABBASPOOR, M.; STREIBIG, J. C. Clodinafop changes the chlorophyll 19 fluorescence Induction curve. **Weed Science**, Denmark, v.53, p.1-9, 2005.
- ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. V. H.; SHCAEFER, C. E. G. R. Tópicos em ciência do solo. Viçosa: **Sociedade Brasileira de Ciências do Solo**, v.01, p.299-352, 2000.
- ADAMSKI, J. M.; PETERS, J. A.; DANILOSKI, R.; BACARIN, M. A. Excess iron induced changes in the photosynthetic characteristics of sweet potato. **Journal Plant Physiology**, v.168, p.2056-2062, 2011.
- ALLOWY, B. J. Heavy Metals in Soils. **New York: John Wiley & Sons**, p.339, 1990.
- ALLOWAY, B.J. Heavy metals in soils. London: **Blackie Academic Professional**, p.366, 1995.
- ALMEIDA, A. A. F.; VALLE, R. A. L. R.; MIELKE, M. S.; GOMES, F. P. Tolerance and prospection of phytoremediator woody species of Cd, Pb, Cu and Cr. **Brazil Journal Plant Physiol.**, v.19, p.83-98, 2007.
- ALVES, J. C.; SOUZA, A. P.; PORTO, M. L.; ARRUDA, J. A.; TOMPSOM JUNIOR, U. A.; SILVA, G. B.; ARAUJO, R. C.; SANTOS, D. Absorção e distribuição de chumbo em plantas de vetiver, jureminha e algaroba. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.32, p.1329-1336, 2008.
- ANDRADE, A. F. M. Avaliação de Estratégias para Remediação de Solo Contaminado por Chumbo e Bário Provenientes de Resíduos de Perfuração e Poço de Prospeção

de Petróleo. **Tese (Doutorado em Agronomia)**, Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, p.119, 2010.

ANDRADE, J. C.M. E.; MAHLER, C.F. Soil Phytoremediation. In: **International Conference on Environmental Geotechnics**, v.02, p.875-88, 2002.

ANDRADE, M. C. J.; TAVARES, L. R. S.; MAHLER, F. C. O uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental. **Oficina de textos**: São Paulo, p.176, 2007.

ANSELMO, F. L. L.; JONES, C.M. Fitorremediação de Solos Contaminados – O Estado da Arte. XXV Encontro Nacional de Engenharia de Produção, **Enegerp**. Porto Alegre - RS, Brasil, 2005.

BLACK, H. **Absorbing Possibilities: Phytoremediation**. Environmental Health Perspectives. Disponível em: <http://www.ehponline.org/docs/1995/10312/innovations.html>. Washington - USA, v.103, 1995. Acesso em 26 de junho de 2013. 1995.

BRASIL. **Biodiversidade: riqueza de espécies**. Ministério do Meio Ambiente, 2002. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiv/brasil.html>. Acesso em: 26 de junho de 2013. 2002.

BRASIL. Lei nº 9.264/09, de 16 de julho 2009 - **Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos – Espírito Santo**; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. 2009. Disponível em: <http://www.bdlaw.com/assets/htmldocuments/Esprito%20Santo%20Law%20No.%209264%20of%202009.pdf>. Acesso em: 23 de fevereiro de 2015.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto 2010 - **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos**; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. 2010. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>. Acesso em: 23 de fevereiro de 2015.

BURKEN, J. B. Fate and Partitioning in Vegetation: Use of Tree Cores in Groundwater Analysis. **Environmental Science Technology**.v.36, n.21, p.4663 -4668. 2002.

CAMPOSTRINE, E. Fluorescência da clorofila *a*: Considerações teóricas e aplicações práticas. Universidade Estadual do Norte Fluminense. **Apostila**, 2001.

CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA, J. O. M. Comportamento de espécies herbáceas em solo mistura-se com diferentes graus de contaminação com metais pesados. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.37, n.11, p.1629-1638, 2002.

CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Estabelecimento de plantas herbáceas em solo com contaminação de metais pesados e inoculação de fungos *Micorrízicos arbusculares*. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v.36, p.1443-1452, 2001.

CÉSAR, M. L. F.; MAGALHÃES, M. O. L.; GUEDES, J. N.; VINÍCIUS, V. B.; SOBRINHO, N. M. B. A. Absorção de bário por plantas de arroz cultivadas em gleissolo háplico sob duas condições de umidade. **XXXIII Congresso Brasileiro de Ciências do Solo**. Solos nos biomas brasileiros: sustentabilidade e mudanças climáticas, 2011.

CHAOUI, A.; GHORBAL, M. H.; FERJANI, E. E. Effects of cadmium-zinc interactions on didroponi cally grown bean (*Phaseolus vulgaris* L.). **Plant Science**.v.126, p.21-28, 1997.

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB. **Relatório Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo**. 2005. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabelavalores.pdf>. Acesso: 15 de maio de 2014. 2005.

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. **Áreas contaminadas. Site da Companhia de Técnica de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/areas/contaminadas/relaçãoareas.asp>>. Acesso em: 16 de maio de 2013. 2010.

Conselho de Informações sobre Biotecnologia - CIB. **Efeitos dos metais pesados sobre a saúde humana que a biotecnologia pode ajudar a reduzir**. Disponível em: <<http://www.in.gov.br/imprensa>>. Acesso em: 19 de julho de 2014, 2004.

Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006**. Dispõe critérios e procedimentos, para uso agrícola de lodos de esgotos e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, Brasília, DF, 2006. Disponível em: <<http://www.in.gov.br/imprensa>>. Acesso em: 14 de abril de 2014. 2006.

Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res09/res42009.pdf>. Brasília, p.16. Acesso em: 14 de abril de 2014. 2009.

CORSEUIL, H. X.; MORENO, F. N. Phytoremediation potential of willow trees for aquifers contaminated with ethanol-blended gasoline. **Water Research**, Hallioxford, v.35, p.3013–3017, 2001.

COSCIONE, A. R.; BERTON, R. S. Potencial de extração do bário por mostarda, girassol e mamona. **Scientia Agricola**, v.66, n.1, p.59-63, 2009.

COSTA, S.M.S. P. Avaliação do potencial de plantas nativas do Brasil no tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais em “wetlands” construídos. **Tese (Doutorado em Engenharia Química)**, Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, p.119, 2004. Campinas, 2004.

COUTINHO, H. D.; BARBOSA, A. R. Fitorremediação: Considerações Gerais e Características de Utilização. **Silva Lusitana**, v. 15, n.01, p.103-107, 2007.

CUNNINGHAM, S. D.; ANDERSON, T. A.; SCHWAB, A. P.; HSU, F. C. Phytoremediation of soils contaminated with organics pollutants. **Advances in Agronomy**, Newark, v.56, p.55-114, 1996.

CRUVINEL, D. F. C. Avaliação da fitorremediação em solos submetidos à contaminação com metais. **Dissertação (Tecnologia Ambiental)**. Departamento de engenharia química e engenharia de alimentos - Universidade de Ribeirão Preto UNAERP, Tecnologia ambiental. Ribeirão Preto, 2009.

DIAS, G. J.; COUTINHO, A. L. G. A.; MARTINS, R. P. Modelagem tridimensional do lançamento de cascalhos de perfuração de poços de petróleo em águas profundas. **3ª Congresso Brasileiro de P&D em Petróleo e Gás**. 2004.

DINARDI, L. A.; FORMAGI, M. V.; PELEGRINI, R. **Fitorremediação**. Faculdade de Engenharia Agrícola. Disponível em: <<http://www.agr.unicamp.br>>, Acesso em: 15 de julho de 2013. 2003.

DUFFUS, J. H. Heavy metals – A meaningless term? **Pure and Applied Chemistry**, v.74, p.793-807, 2002.

Environmental Protection Agency – EPA. **Introduction to phytoremediation**. Cincinnati, Ohio< 2000. Indoor air pollution: introduction for health professionals. Disponível em: <<http://www.epa.gov/iag/pubs/hpguide.htm>>, acesso em: 11 de maio de 2014. 2000.

FAM, M. A.; DUSSEAUT, M. B.; FOOKS, J. C. Drilling in mudrocks: rock behavior issues. **Journal of Petroleum Science and Engineering**, v.38, p.155-166, 2003.

FERREIRA, L. R.; FREITAS, R. S.; BERGER, P. G. Manejo de plantas daninhas na cultura do algodoeiro. In: Congresso Brasileiro da Ciência das Plantas Daninhas. São Pedro: **Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas**, 2003.

FRICK, C. M.; FARRELL, R. E.; GERMIDA, J. J. 1999. Assessment of Phytoremediation as an in situ technique for cleaning oil-contaminated sites. Petroleum Technology Alliance Canada, Calgary. Disponível em: <http://www.rtdf.org/pub/phyto/phylinks.htm>. Acesso em: 14 de maio de 2014. 1999.

FREITAS, M; ZOCHE, J. J; QUADROS, E. K. Metais Pesados (Mn e Zn) em *Typha domingensis* Pers. Em Áreas de Mineração de Carvão. **Revista Brasileira de Biociências**, v.5, supl. 1, p.789-791, jul. 2007.

FURTADO, M. R. Tratamento de superfície. **Revista Química e Derivados**. São Paulo, nº 416, jun. 2003.

GAYLARDE, C. C.; BELLINASO, L. M.; MANFIO, P. G. Biorremediação: Aspectos biológicos e técnicos da biorremediação de xenobióticos. **Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento**, n.34, p.08, 2005.

GOMES, T. V. M. Fitorremediação utilizando *Typha domingensis* em sistema de zonas úmidas construídas. **Tese (Doutor em Biotecnologia)**, Universidade Federal de Sergipe, p.84, 2013.

HUANG, X. D.; ELALAWI, Y.; GURSKA, J.; GLICK, B. R.; GREENBERG, B. M. A multi-process phytoremediation system for decontamination of persistent total petroleum hydrocarbons (HTPs) from soils. **Microchem Jhournald**, v.81: p.139- 147, 2005.

HUTHER, M. C. Estresses abióticos em plantas transformadas e não transformadas de tomate 'Micro-Tom' com diferentes expressões da sHSP22 mitocondrial: Efeito do alagamento e de ciclos de alta e baixa temperatura. **Dissertação (Fisiologia Vegetal)**, Universidade Federal de Pelotas, p.94, 2011.

HUTCHINSON, S. L.; SCHWAB, A. P.; BANKSA, M. K. Biodegradation of petroleum hydrocarbons in ther hi zosphere. In: MCCUTCHEON, S. C.; SCHONOR, J. L. **Phytoremediation**. Jonh Wiley & Sons, New Jersey, p.355. 2003.

KEFALA, M. I.; ZOUBOULIS, A. I.; MATIS, K. A. Biosorption of cadmium of by actinomycetes and separation by flotation. **Environ metal pollution**, v.104, p.283-293, 1999.

KHAN, A. G.; KUEK, C.; CHAUDHRY, T. M.; KHOO, C. S.; HAYES, N. J. Papel das plantas, micorrizas e phytochelators na remediação de solos contaminados com metais pesados. **Chemosphere**, Oxford, 2000.

IPPOLITO, J. A.; BARBARICK, K. A. Biosolids affect soil barium in a dry land whent agroecosystem. **J. Environ, Qual.**, v.35, p.2333-2341, 2006.

KUIPER, I.; LAGENDIJK, E. L.; BLOEMBERG, G. V.; LUGTENBERG, B. J. J. Rhizoremediation: A beneficial plant-microbe interaction. **Molec. Plant Microbe Interact**, v.17: p.06-15, 2004.

LASAT, M. M. Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. **Journal of Hazardous Substance Research**, v.2, n. 2-5, 2000.

LICHTENTHALER, H. K.; WENZEL, O.; BUSCHMANN, C.; GITELSON, A. Plant stress detection by reflectance and fluorescence. In: **Annals New York Academy of Science**, p.271-285, 1998.

LIMA, C. G. R.; FERREIRA, M. O. Resíduos Industriais – Métodos de Tratamento e Análise de Custo. **Produto & Produção**, v.9, n.2, p.91-105, 2007.

LIMA, E. N.; MELLO, J. W. V.; SCHAEFER, C. E. G. R.; KER, J. C. Dinâmica da mobilização de elementos em solos da Amazônia submetidos à inundação. **Acta Amazônica**. v.35, n.3, p.317-330, 2005.

LIMA, A. S. E.; SOBRINHO AMARAL, B. M. N.; MAGALHÃES, L. O. M.; GUEDES, N. J.; ZONTA, E. Absorção de Bário por Plantas de Arroz (*oryza sativa* L.) e Mobilidade



em Solo Tratado com Baritina sob Diferentes Condições de Potencial Redox. **Quim. Nova**, v.XY, p.1-6, 2012.

LLUGANY, M.; POSCHENRIEDER, C.; BARCELO, L. Assessment of Barium Toxicity in Bush Beans. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v.39, p.440-444, 2000.

LU, C.; ZHANG, J. Effects of water stress on photosystem II photochemistry and its thermal stability in wheat plants. Related searches for **Journal of Experimental Botany**. v.50, n.336, p.1199–1206, 1999.

MAGALHÕES, M. O. L. Dinâmica do Bário em Solos Contaminados por Resíduos Oriundos da Perfuração de Poços de Petróleo. **Tese (Agronomia Ciência do Solo)**. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ, p.177, 2011.

MAGALHÃES, M. O. L.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N.; MACHADO, H. M.; SAMPAIO JÚNIOR, J. Desempenho de duas espécies de eucalipto em solo com elevados teores de Mn. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, p.92-98, 2012.

MAGALHÃES, M. O. L.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; ZONTA, E.; LIMA, L. S.; PAIVA, F. S. D. Barium mobility in soil tree at with barium sulfate under condition sof oxidation and reduction. **Química Nova**, v.34, n.9, p.1544-1549, 2011.

MAGALHÃES, M. O. L.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; ZONTA, E.; BECERRA, A. T.; BRAVO-LASTRO, X. B.; COUTINHO, I. B. Reducing conditions on barium absorption in rice plants cultured in BaSO<sub>4</sub> enriched soil. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v.36, n.01, p.119-127, 2014.

MARQUES, M.; AGUIAR, C. R. C.; SILVA, S. L. J. J. Desafios Técnicos e Barreiras Sociais, Econômicas e Regulatórias na Fitorremediação de Solos Contaminados. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. v.35, p.1-11, 2011.

MARQUES, M. O.; MELO, W. J.; MARQUES, T. A. Metais pesados e o uso de biossólidos na agricultura. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O (Eds.). **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, p.563-403, 2001.

MARTÍNEZ, L.; CAVAGNARO, P.; MASUELLI, R.; RODRÍGUEZ, J. Evaluation of diversityamong Argentine grapevine (*Vitisvinifera*L.) varieties using morphological data and AFLP markers. **Electronic Journal of Biotechnology**v.06, n.03, p.244-253. 2003.

MARTÍNEZ, L.; CAVAGNARO, P.; MASUELLI, R.; RODRÍGUEZ, J. Reducing conditions on barium absorption in rice plants cultured in BaSO<sub>4</sub> enriched soil. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v.36, n.01, p.119-127, 2007.

MATTOS, J. L. S.; GOMIDE, J. A.; HUAMAN, C. A. M. Y. Crescimento de Espécies do Gênero *Brachiaria* sob Alagamento em Casa de Vegetação. **Revista Brasileira de Zootecnia**. v.34, n.3, p.765-773, 2005.

MEHTA, P.; JOJOO, A.; MATHUR, S.; BHARTI, S. Chlorophyll a fluorescence study revealing effects of high salt stress on Photosystem II in wheat leaves plant. **Physiology and biochemistry**, v.48, p.16-20, 2010.

MELO, I. S. **Biodegradação**. Jaguariúna, EMBRAPA Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.cnpma.embrapa.br/download/comunicado32.pdf> 2001. Acesso em: 10 de maio de 2014. 2001.

MELO, E. E. C.; NASCIMENTO, C. W. A.; SANTOS, A. C. Q. Solubilidade, fracionamento e fitoextração de metais pesados após aplicação de agentes quelantes. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.30, p.1051-1060, 2006.

MELO, R. F.; MELLO, J. W. V.; OLIVEIR, J. A. Potencial de quatro espécies herbáceas forrageiras para fitorremediação de solo contaminado por arsênio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.455-465, 2009.

MERLINO, L. C. S. Disponibilidade de Bário para Plantas de Sorgo Cultivadas em Solo Contaminado com o Elemento. **Tese (Doutorado em Produção Vegetal)**, Universidade Estadual Paulista, Campus Jaboticabal, p.95, 2013.

MONNIN, C.; DUPRE, C. G.; ELDERFIELD, H.; MOTTTL, M. M. Geoquímica de bário em sedimentos de águas e formação de crosta oceânica no flanco oriental de Juan de Fuca Ridge (ODP perna 168). **Geophys. Geosyst**, 2001.

MORENO, F. N.; CORSEUIL, H. X. Fitorremediação de aquíferos contaminados por gasolina. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 06, p.01-7, 2001.

NASCIMENTO, C. W. A.; XING, B. Phytoextraction: A review on enhanced metal availability and plant accumulation. **Science Agricola**, v.63, p.299-311, 2006.

NEWMAN, L. A.; REYNOLDS, C. M. Phytodegradation of organic compounds. **Current Opinion in Biotechnology**, v.15, n.3, p.225-230, 2004.

NOBRE, M. M.; NOBRE, R. C. M. Remediação de solos. *Revista: Química e Derivados*, v.417, p.1-5, 2003.

NUNES, C. C.; CORSEUIL, H. X. A Importância da Biodegradação Anaeróbica em Aquíferos Impactados por Gasolina e Etanol. **Anais de 23ª Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2005.

OLIVEIRA, A. J.; CAMBRAIA, J.; CANO, O. A. M.; JORDÃO, P. C. Absorção e acúmulo de cádmio e seus efeitos sobre o crescimento relativo de plantas de aguapé e de salvinia. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v.13, p.329-341, 2001.

OUKARROUM, A.; MADIDI, S. E. L.; SCHANSKER, G.; STRASSER, R. J. Probing the responses of barley cultivars (*Hordeum vulgare* L.) by chlorophyll a fluorescence OLKJIP under drought stress and re-watering. *Environmental and Experimental Botany*, v.60, p.438-446, 2007.

PALMER, E. F.; WARWICK, F.; KELLER, W., Brassicaceae (Cruciferae) Family, Plant Biotechnology and Phytoremediation. **International Journal of Phytoremediation**, v.03, p.245–287, 2001.

PEREIRA, B. F. F. Potencial Fitorremediador das culturas de feijão-de-porco, girassol e milho, cultivadas em latossolo vermelho contaminado com chumbo. **Dissertação (Agronomia)**, (Instituto Agronômico - IAC), Campinas - SP, p.81. 2005.

PHILLIPS, E. J. P.; LANDA, E. R.; KRAEMER, T.; ZIELINSKI, R. Sulfate-reducing bacteria soils and plants of two contaminated soils. **Environmental Pollution**, v.110, p.171-178. 2001.

PIERANGELI, M. A. P. *ET AL.* Efeito da força iônica da solução de equilíbrio na adsorção de cádmio em latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.38, n.06, p.737-745, 2001.

PIRES, F. R.; SOUZA, C. M.; SILVA, A. A.; PROCÓPIO, S. O.; CECON, P. R.; SANTOS, J. B.; SANTOS, E. A. Seleção de plantas tolerantes ao tebuthiuron e com potencial para fitorremediação. **Revista Ceres**, Viçosa, v.50, p. 583-594, 2003a.

PIRES, F. R.; SOUZA, C. M.; SILVA, A. A.; PROCÓPIO, S. O.; FERREIRA, L. R. Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. **Planta Daninha**, v.21, p.335-341, 2003b.

PROCÓPIO, S. O.; PIRES, F. R.; SANTOS, J. B.; SILVA, A. A. Fitorremediação de Solos com Resíduos de Herbicidas. Documento 156, – Aracaju: **Embrapa Tabuleiros Costeiros**, 2009.

POZEBON, D.; LIMA, E. C.; MAIA, S. M.; FACHEL, J. M. G. Heavy metals contribution of non-aqueous fluids used in offshore oil drilling. **Fuel**, v.84, p. 53-61, 2005.

ROMEIRO, S.; LAGÔA, A. M. M. A.; FURLANI, R. P.; ABREU, A. C.; P, F. F. B. Absorção de chumbo e potencial de fitorremediação de *Canavalia ensiformes* L. **Bragantia**, Campinas, v.66, n.02, p.327-334, 2007.

ROSSI, S. M. Respostas Fisiológicas do Maracujazeiro (*Passiflora edulis* SIMS) ao Alagamento: Efeito do alagamento e de ciclos de alta e baixa temperatura. **Dissertação (Biologia Vegetal)**, Universidade Federal do Espírito Santo, p.47, 2011.

SAMPAIO JÚNIOR, J. Efeitos da Aplicação de Resíduos de Perfuração de Poços de Petróleo no Desenvolvimento de Plantas e no Risco de Lixiviação de Metais. **Dissertação (Agronomia Ciência do Solo)**. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ, p.75, 2012.

SANTOS, J. B.; PROCÓPIO, S. O.; SILVA, A. A.; PIRES, F. R.; RIBEIRO JÚNIOR, SANTOS, E. A.; FERREIRA, L. R. Fitorremediação do herbicida Trifloxysulfuron Sodium. **Planta Daninha**, v.22, n.02, p.323-330. 2004.

SANTOS, J. B.; VAHL, L. C.; OTERO, X. L.; PEREIRA, S. R.; SILVA, B. M. Avaliação da interação de Zinco, Alumínio, Cobre e Manganês em *Chromobacterium violaceum*. **Revista Ambi-Água**, v.2, n.3, p. 44-43, 2012.

SCHAFFEL, S. B. A questão ambiental na etapa de perfuração de poços marítimos de óleo e gás no Brasil. **Dissertação (Ciências em Planejamento Energético)** – COPPE- Universidade Federal do Rio de Janeiro, p.130, 2005.

SCHANSKER, G.; TOTH, S. Z.; STRASSER, R. J. Methylviologen and dibromothymoquinone treatments of pea leaves reveal the role of photosystem I in the Chla fluorescence rise OJIP. **Biochimica et Biophysica Acta**, v.1706, p.250-261, 2005.

SILVA, L. L.; SANTOS, T. K.; TOTH, S. Z.; SAUZA, R. O. Seleção de espécies tolerantes aos herbicidas triclopyr e 2,4-D + picloram. In: **Congresso brasileiro da ciência das plantas daninhas**. Brasília, anais – 25, p.230, Brasília, 2006.

SILVA, M. D.; SANTOS, T. K.; DUARTE, M. M. Eficiência Fotoquímica em Folhas do Mamoeiro (*Carica papaya* L.) cv. Golden durante o Estádio Reprodutivo e Caracterização da Ontogenia dos Frutos. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal – SP, v.33, n.04, p.1066-1073, 2011.

SILVA, O. C. Características anatômicas e fisiológicas de *Typha domingensis* Pers. submetida a concentrações crescente de arsênio. **Dissertação (Botânica Aplicada)**, Universidade Federal de Lavras – UFLA, p.49, 2014.

SOUZA, R. O.; VAHL, L. C.; OTERO, X. L. Em Química e Mineralogia do Solo. Parte II – Aplicações; MELLO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. Capítulo 02. **Sociedade Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, 2009.

STRASSER, R. J.; SRIVASATAVA, A.; GOVINDJEE. Polyphasic chlorophyll a fluorescence transient in plants and cyanobacteria. **Photochemistry and Photobiology**, v. 61: p.32-34, 1995.

STRASSER, R. J.; TSIMILLI-MICHAEL, M.; DANGRE, D.; RAI, M. Biophysical phenomics reveals functional building blocks of plants systems biology: a case study for the evaluation of the impact of Mycorrhization with *Piriformospora indica*. In: A. VARMA, R. OELMULER (Eds), **Advanced Techniques in Soil Microbiology**, Soil Biology, Berlin Heidelberg, v. 74, p.319-341, 2007.

SUMITA, C. T.; PEREIRA, S. R.; SILVA, B. M.; ROSA, L. C. L.; BUENO, M. Avaliação da interação de Zinco, Alumínio, Cobre e Manganês em *Chromobacterium violaceum*. **Revista Ambi-Água**, v.2, n.3, p. 44-43, 2007.

SUN, B.; ZHAO, F. J.; LOMBI, E.; MCGRATH, S. P. Leaching of heavy metals from contaminated soils using EDTA. **Environ Pollut**, v.113, p.111-120, 2001.

SUWA, R.; JAYACHANDRAN, K.; NGUYEN, N. T.; BOULENOUAR, A.; FUJITA, K.; SANEOKA, H. Barium toxicity effects in soybean plants. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v.55, n.3, p.397-403, 2008.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. traduzido. SANTARÉM, E. R.; (et al.), **Fisiologia Vegetal**. 3 ed. 19 Artmed: Porto Alegre, p.722, 2004.

TEIXEIRA, A.; KAI, H. Quebra de Monopólio e Aumento da Produtividade: Lições da Indústria de Petróleo no Brasil, **FUCAPE Debates**, v.03, n.01, p.07, 2007.

USEPA - United States Environmental Protection agency. **Technology Innovation Office**. Treatment technologies screening matrix and reference guide: Version 4.0. Washington, 2001. Disponível em: <<http://www.frtr.gov/matrix2/section2/2-7-1.html>>. Acesso em: 19 de maio de 2014. 2001.

ULRICH, G. A.; BREIT, G. N.; COZZARELLI, I. M.; SUFLITA, J. M. Sources of Support Anaerobic Metabolism sulfate in a Contaminated Aquifer. **Environment Science Regional**, 2003.

URE, A.M.; QUEVAUVILLER, P.H. & MUNTAU, H., GriepinK, B. Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the commission of the european communities. **Intern, J. Environ. Anal. Chem.**, 51:135-151, 1993.

YUSUF, M. A.; KUMAR, D.; RAJWANSHI, R.; STRASSER, R. J.; TSIMILLI, M. M.; GOVINDJEE.; SARIN, N. B. Overexpression of  $\gamma$ -tocopherol methyl transferase gene in transgenic *Brassica juncea* plants alleviates abiotic stress: Physiologic a fluorescence measurements. **Biochimica te Biophysica Acta**, v.1797, p.1428-1438, 2010.

WALLACE, A.; ROMNEY, E. M. Some Interactions of Ca, Sr and Ba in Plant. **Agronomy Journal**, v.63, n.02, p.245-248, 1971.

WAIHUNG, L.; CHUA, H.; LAM, K. H. A comparative investigation on the biosorption of lead by filamentous fungal biomass. **Chemosphere**, v.39.p.2723-2736, 1999.

WOLFF, G.; ASSIS, L. R.; PEREIRA, G. C.; CARVALHO, J. G.; CASTRO, E. M. Efeitos da Toxicidade do zinco em folhas de *Salvinia auriculata* cultivadas em solução nutritiva. **Planta Daninha**, v.27, p.133-137, 2009.

ZOCHE, M. C. Fitorremediação de efluentes da exploração do carvão pela macrófita *Eleocharis acutangula* (RoxbScult). **Monografia (Bacharel em Ciências Biológicas)**, Universidade do Extremo Sul Catarinense, UNESC, p.33, 2013.

## ANEXOS

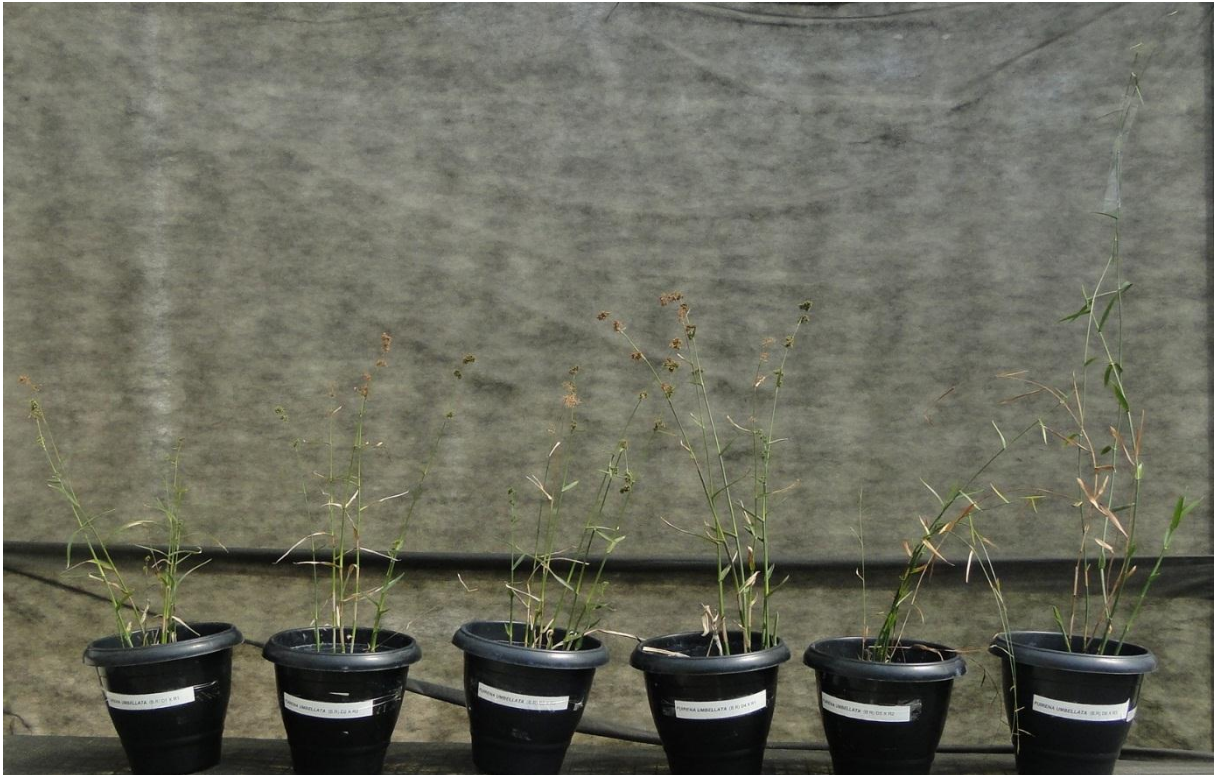


*Oriza sativa* (IRGA 424).



*Oriza sativa* (BRS Tropical).





*Brachiaria erecta*.



*Paspalum conspersum*.





*Eleocharis interstincta*.



*Eleocharis acutangula* 2.



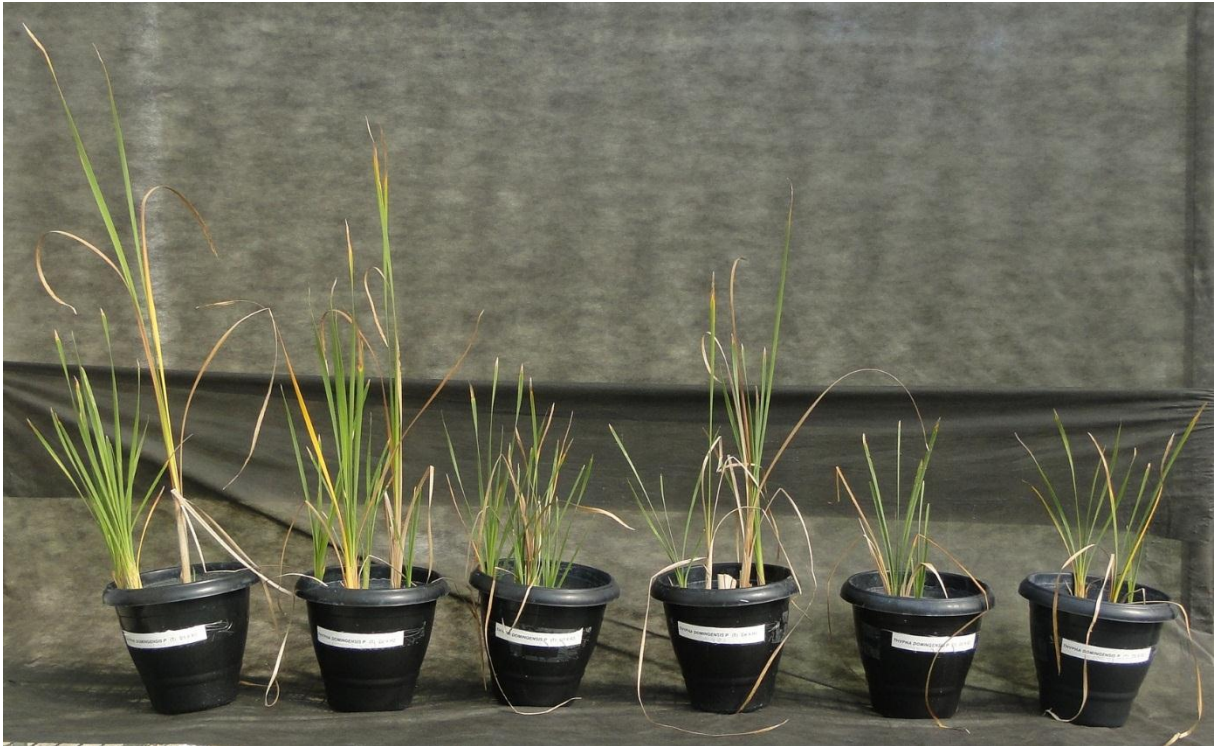


*Eleocharis acutangula* 1.



*Cyperus* cf. *papyrus*.





*Typha domingensis.*



*Nephrolepis cf. rivularis.*